Environment Canada Environnement Canada

Canadian Water Quality Guidelines for Glyphosate

D.M. Trotter,* M.P. Wong, and R.A. Kent

*Monenco Consulting Ltd.
Calgary, Alberta

SCIENTIFIC SERIES NO. 170

INLAND WATERS DIRECTORATE
WATER QUALITY BRANCH
OTTAWA, ONTARIO, 1990

(Disponible en francais sur demande)

91-00678/

Published by authority of
the Minister of the Environment

© Minister of Supply and Services Canada 1990
Cat. No. En 36-502/170E
ISBN 0-662-18039-9

Contents

	Page
ABSTRACT	v
RÉSUMÉ	v
SOURCES, OCCURRENCE, AND CHARACTERISTICS	1
Uses and production	1
Physical and chemical characteristics	2
Glyphosate in the environment	2
Levels in water and sediment	3
Persistence and degradation	5
RATIONALE	7
Raw water for drinking water supply	7
Guideline	7
Freshwater aquatic life	8
Levels in aquatic biota	8
Toxicity to aquatic organisms	8
Accumulation and elimination of glyphosate in aquatic organisms	12
Guideline	12
Agricultural uses	13
Livestock watering	13
Guideline	13
Irrigation	13
Guideline	14
Recreational water quality and aesthetics	14
Guideline	14
Industrial water supplies	14
Guideline	14
SUMMARY	14
ACKNOWLEDGMENTS	14
REFERENCES	15
APPENDIX A Summary of glyphosate and Roundup® toxicity data for aquatic organisms	21

Tables

Page

1. Physical and chemical characteristics of glyphosate..... 2
2. The toxicity of glyphosate, Roundup^{R}, and the proprietary surfactant (used in Roundup^{R}) to four aquatic species..... 8
3. Recommended water quality guidelines for glyphosate..... 14

Illustrations

Figure 1. Structural formula for glyphosate..... 1

Abstract

A literature review was conducted on the uses, fate, and effects of glyphosate on raw water for drinking water supply, freshwater aquatic life, agricultural water uses, recreational water quality and aesthetics, and industrial water supplies. The information is summarized in this publication. From it, water quality guidelines for the protection of specific water uses are recommended.

Résumé

On a examiné la documentation relative aux utilisations, au devenir et aux effets du glyphosate sur l'eau naturelle utilisée comme eau potable non traitée, sur la vie aquatique en eau douce, sur l'utilisation de l'eau pour l'agriculture, sur la qualité de l'eau pour les loisirs et l'esthétique, ainsi que sur les approvisionnements en eau pour l'industrie. Ces renseignements sont résumés dans cette publication. À partir de cette étude, des lignes directrices sur la qualité de l'eau sont recommandées pour la protection d'utilisations particulières de l'eau.

Canadian Water Quality Guidelines for Glyphosate

D.M. Trotter, M.P. Wong, and R.A. Kent

SOURCES, OCCURRENCE, AND CHARACTERISTICS

Uses and Production

Glyphosate, the common name for N-(phosphonomethyl)glycine (IUPAC), is a colourless, crystalline solid with an empirical formula of $C_3H_8NO_5P$ and a molecular weight of 169.1. The structural formula for glyphosate is shown in Figure 1. Its Chemical Abstracts Service (CAS)

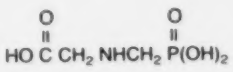

Figure 1. Structural formula for glyphosate

Registry Number is 1071-83-6. The isopropylamine salt of glyphosate (CAS Registry Number 38641-94-0) is the active ingredient in the water-soluble herbicides Roundup^R, Vision^R, Clear-it^R, and Sidekick^R. Roundup^R and Vision^R contain the equivalent of 356 g·L^{-1} of glyphosate (480 g·L^{-1} of the isopropylamine salt) (Worthing and Walker, 1983; Weed Science Society of America, 1983; Monsanto Company, 1987a). Three concentrations of glyphosate are marketed in the domestic products Clear-it^R and Sidekick^R. These are 9.4, 51.2, and 193 g·L^{-1} of the isopropylamine salt corresponding to 7, 38, and 143 g·L^{-1} of glyphosate as the carboxylic acid, respectively. The different concentrations are indicated by numbers associated with the trade name (i.e., Clear-it^R-1, -2, and -3; Sidekick^R-1, -2, and -3). The isopropylamine salt of glyphosate at 144 g·L^{-1} is also combined with 227 g·L^{-1} of the isopropylamine salt of 2,4-D in the herbicide Rustler^R (Monsanto Company, 1987b; 1987c).

Glyphosate, introduced in 1971, has been registered in Canada since 1976. It is a nonselective, postemergence herbicide that is applied to the foliage of target plants. Its mode of herbicidal action has not been completely elucidated, but it is known that glyphosate inhibits the synthesis of essential amino acids and promotes the destruction of photosynthetic pigments in foliage (Jaworski, 1972; Amrhein, Schab, et al., 1980; Amrhein, Deus, et al., 1980; Steinrucken and Amrhein, 1980). The commercial product Roundup^R is registered in Canada for weed control in specific crops (barley, corn, oats, potatoes, soybeans, sugar beets, and wheat) and industrial and nonagricultural areas (rights-of-way, industrial sites, roadsides, pasture renovation, and recreational land). Recommended application rates are 1.08-1.68 kg-ai·ha^{-1} for annual weeds (ai = active ingredient), 1.20-5.76 kg-ai·ha^{-1} for perennial weeds, and 1.44-2.88 kg-ai·ha^{-1} for woody brush and trees (Monsanto Company, 1982b). Since 1987, Vision^R has replaced Roundup^R for forest use. Vision^R is registered in Canada for control and suppression of herbaceous weeds, weedy brush, and trees in silviculture operations. Recommended application rates are 1.07-2.14 kg-ai·ha^{-1}. In addition, Clear-it^R and Sidekick^R have been registered for domestic use.

Importation data are not available (Statistics Canada, 1986), probably because at the time statistics were collected Roundup^R was the only registered product containing glyphosate and the data were withheld to protect the manufacturer's interests. Results of the 1987 national registrant survey showed glyphosate was among the top ten herbicides in Canada as ranked by sales of active ingredient (Environment Canada/Agriculture Canada,

1988). Glyphosate was reported sold to Quebec farmers in a 1982 survey, but the amount was not quantified (Environment Canada/Ministère de l'Environnement du Québec, 1984). Glyphosate use for field crops, fruits, and vegetables in Ontario increased from 76 350 kg in 1983 (McGee, 1984) to 158 680 kg in 1988 (Moxley, 1989). In New Brunswick, 53 868, 45 954, 59 083, and 36 505 kg-ai were applied by air under permit in 1985, 1986, 1987, and 1988, respectively (Shanks, 1985, 1986, 1987; W. Sexsmith, 1990, pers. comm.). Only 11 L of the Roundup^{R} formulation were reported sold in the Yukon in 1986 (White, 1986). Currently, glyphosate is the most commonly used herbicide in forest management, accounting for 81% of the total forestry usage nationally (Campbell, 1990). A 1988 national survey of herbicide use in forestry lists Ontario as the largest user of glyphosate with 60 773 ha applied, followed by New Brunswick (40 025 ha), British Columbia (33 085), Quebec (29 759 ha), Nova Scotia (10 925), and Newfoundland (1010 ha) (Campbell 1990).

Glyphosate formulations can contain the microcontaminant N-nitrosoglyphosate. Treatment of soil with large quantities of sodium nitrate and glyphosate might lead to the formation of this compound, but this is not expected to occur under normal application practices (Khan and Young, 1977; Young and Khan, 1978; Khan and Marriage, 1979; Khan, 1981). Furthermore, N-nitrosoglyphosate is not considered to be persistent or carcinogenic (Corcoran et al., 1984).

Physical and Chemical Characteristics

The physical and chemical properties of glyphosate are presented in Table 1. In addition to the K_{OW} values reported in Table 1, a K_{OW} value of 5.6×10^{-4} has been calculated by Hunter et al. (1984). Glyphosate exhibits strong complexing properties toward divalent metal ions. This property is implicated in its inactivation by soils and possibly affects the enzyme-bound divalent metals in studies of glyphosate effects on plant biochemical processes (Buhler and Burnside, 1983; Glass, 1984).

Glyphosate in the Environment

Glyphosate can be introduced into the aquatic environment through spillage or accidental discharge or through possible waste disposal during production, packaging, storage, and use. When applied according to label instructions in agriculture or silviculture practices, chances of aquatic contamination are remote (Brønstad and Friestad, 1985). Glyphosate can, however, enter

Table 1. Physical and Chemical Characteristics of Glyphosate

Physical state	solid crystal, odourless (1)
Colour	white (1)
Molecular weight	169.1 (1)(2)
Specific gravity	0.5 g/cm^3 (1)(2)
Melting point	200°C (decomposes) (2)
Boiling point	not determined (1)
Vapour pressure	1.94×10^{-7} mm Hg at 45°C (3)
Aqueous Solubility	12 g·L^{-1} at 25°C (1)(2)
Solubility in Organic Solvents	insoluble (1)
Partition Coefficient in Octanol/Water	0.0017 at 20 mg·L^{-1} 0.0006 at 100 mg·L^{-1}
Incompatabilities	Corrosive to iron and galvanized steel (2)

Sources: (1) Weed Science Society of America, 1983.
(2) Worthing and Walker, 1983.
(3) Monsanto Company, 1982a.
(4) Concoran et al., 1984.

surface and subsurface waters by direct use near aquatic environments, or by runoff or leaching from terrestrial applications (Tooby, 1985). This has been substantiated by reports indicating the presence of glyphosate residues in water from direct overspray in forestry operations (Newton et al., 1984; Feng et al., 1986b; Wan, 1986), from runoff (Edwards et al., 1980), and from irrigation canal discharges (Comes et al., 1976; Bowmer, 1982a). Furthermore, the possibility of aquatic contamination from drift during agricultural or silviculture applications also exists (Yates et al., 1978; Feng et al., 1986a, 1986b; Beck, 1987). Despite the potential for introduction into the aquatic environment, there are no U.S. restrictions on glyphosate-treated water for irrigation, recreation, and domestic uses (Reinert and Rodgers, 1987).

Levels in Water and Sediment

There is little information on glyphosate residues in environmental samples compared to many other herbicides. This has been attributed to the lack of a routine, quantitative technique for glyphosate analysis (Corcoran et al., 1984).

Following aerial applications (3.3 $kg \cdot ha^{-1}$) to forest brush in Oregon, concentrations of glyphosate in stream water and sediments peaked at 0.27 $mg \cdot L^{-1}$ (2 h posttreatment) and 0.05 $mg \cdot kg^{-1}$ (between 10 and 20 d posttreatment), respectively. Glyphosate concentrations in the water declined rapidly after 2 h posttreatment. Glyphosate in sediment remained detectable throughout the 55-d study. The inactive glyphosate metabolite aminomethylphosphonic acid (AMPA) was detected at trace levels (0.01 and 0.05 $mg \cdot L^{-1}$) in only 2 of 41 water samples, but was found consistently (concentrations not given) in sediments (Newton et al., 1984).

Glyphosate residues were also monitored in water and sediments of streams following experimental forest spray operations in British Columbia. Aerial application (3.0 $kg \cdot ha^{-1}$) over an unprotected stream resulted in maximum glyphosate concentrations in water of 0.023 $mg \cdot L^{-1}$ and 0.100 $mg \cdot L^{-1}$ at 2 to 3 h postspray and after the first rainstorm, respectively. The concentrations of AMPA in water were consistently below the detection limit (5 $\mu g \cdot L^{-1}$). Glyphosate and AMPA residues in stream sediments were detected only following posttreatment rainstorms, indicating that deposition of the herbicide adsorbed onto soil particles from runoff had occurred. Glyphosate concentrations in sediments peaked at 0.400 $mg \cdot kg^{-1}$ at periods of 21 d and 90 d posttreatment. These levels decreased to 0.04 $mg \cdot kg^{-1}$ at the end of the 574-d study. A maximum AMPA concentration of 0.400 $mg \cdot kg^{-1}$ in sediment was found 90 d after glyphosate application and declined to 0.090 $mg \cdot kg^{-1}$ by the end of the study (Wan, 1986).

Glyphosate was monitored in water following an application of Rodeo^{R} (an aquatic herbicide registered in the U.S. containing 53.5% glyphosate) at a rate of 6.7 $kg \cdot ha^{-1}$ to test plots in California for water hyacinth control. The maximum concentration detected was 60 $\mu g \cdot L^{-1}$ at 4 h postspray at a site 6 m from the target area (Corcoran et al., 1984). Glyphosate residues were also measured after direct aerial application of 0.75 $kg \cdot ha^{-1}$ over a lake. Immediately after spraying, maximum residues in the surface water did not exceed 0.70 $mg \cdot L^{-1}$, and were not detected 1 h after application (detection limit not given) (Lund-Høie, 1985).

Glyphosate and AMPA were not detected in the first flow-through water from irrigation canals treated 158 or 172 d earlier with 5.6 $kg \cdot ha^{-1}$ of glyphosate. The limit of detection was 2.5 $\mu g \cdot L^{-1}$. Soil samples collected 1 d prior to the filling of the canals contained 350 $\mu g \cdot kg^{-1}$ and 780 $\mu g \cdot kg^{-1}$ of glyphosate and AMPA, respectively (Comes et al., 1976).

A maximum glyphosate concentration of 5153 $\mu g \cdot L^{-1}$ in runoff was recorded from a watershed where 8.96 $kg \cdot ha^{-1}$ of glyphosate were applied 1 d earlier. This concentration declined to 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ at 122 d posttreatment. At application rates of 1.12-3.36 $kg \cdot ha^{-1}$, the highest concentration detected in runoff was 100 $\mu g \cdot L^{-1}$, which decreased to <2 $\mu g \cdot L^{-1}$ within 2 months after treatment (Edwards et al., 1980).

Glyphosate and AMPA concentrations were monitored in surface waters in or adjacent to areas

of Manitoba forest receiving aerial applications of Roundup^R (Beck, 1987). An application of 1.08 kg·ha^{-1} of glyphosate produced glyphosate concentrations in a small water body (borrow pit) of 1088, 149, and 55 μg·L^{-1} at 1.5 h, 2 d, and 5 d, respectively, postspray. Glyphosate could not be detected after 30 d (detection limit 2.2 μg·L^{-1}). Application of 1.44 kg·ha^{-1} produced a residue of 11.3 μg·L^{-1} in a small borrow pit approximately 10 m from the boundary of the spray area. This residue occurred 2 d postspray. In another area, an application of 1.8 kg·ha^{-1} produced residual concentrations of 18.8, 33.0, and 32.5 μg·L^{-1} at 1.5 h, 2 d, and 5 d, respectively, in a small borrow pit located 45 m from the spray zone.

Detection of AMPA in these surface waters following application was inconsistent. However, detection of AMPA residues in conjunction with glyphosate residues indicated that glyphosate biodegradation had occurred at some sites. The highest AMPA concentration recorded (44.7 μg·L^{-1}) corresponded to a glyphosate concentration of 32.5 μg·L^{-1} and resulted from spray drift from the site receiving 1.8 kg·ha^{-1} (Beck, 1987).

Aerial spraying of a Nova Scotia forest stream from a height of 20 m with Roundup^R at 2.0 kg-ai·ha^{-1} resulted in a maximum stream-water glyphosate concentration of 39.0 μg·L^{-1} at 30 h postspray (Environment Canada, 1987). A pre-spray glyphosate concentration of 0.33 μg·L^{-1} was reported, but insufficient information concerning the analytical program was provided in the report to determine the validity of this value. The maximum concentration of AMPA observed in the stream (0.55 μg·L^{-1}) also occurred at 30 h postspray. Concentrations of glyphosate and AMPA reported in the stream between the time of application and 30 h postspray were highly variable. Precipitation did not occur during this time and an explanation for the observed variability was not given.

Predicted glyphosate concentrations in the top 0.5 m of static water bodies are given by Payne et al. (1987) as the result of downwind drift of Roundup^R applications of 2.1 kg-ai·ha^{-1} on a forest block in the Skeena River basin, British Columbia. Glyphosate deposition on the surface of a water body was simulated with polyethylene sheets (0.3 X 1 m) pegged over areas cleared of vegetation at 25, 50, and 75 m downwind from the 100-ha site receiving the spray applications. Spray conditions were chosen for "worst case" drift effects with windspeeds averaging 0.8, 0.9, and 0.6 m·s^{-1} at 22 m above ground level for the three trials. Predicted surface water concentrations varied by several orders of magnitude among the trials, but averaged 114, 15, and 6.4 μg·L^{-1} for distances of 25, 50, and 75 m downwind, respectively.

Similar work in the Carnation Creek basin on Vancouver Island, British Columbia, used 20 X 20 cm aluminum foil deposit plates to gauge the drift of glyphosate from aerial applications of Roundup^R applied with a Microfoil^R boom designed specifically to retard the drift of aerially applied pesticides. Spray applications of 363 g·L^{-1} of glyphosate as Roundup^R at 2.118 kg·ha^{-1} from an elevation of approximately 18 m demonstrated that residue levels declined to 1% of direct spray application within 2-3 m from the edge of the spray zone. Deposition to water bodies 7-8 m from the edge of the spray zone is expected to be 0.1% of the typical operational treatment (equivalent to 0.002 kg·ha^{-1}) (Feng et al., 1986a).

More intensive studies of glyphosate and AMPA in the surface waters of the Carnation Creek basin involved the direct overspray of two Carnation Creek tributaries (designated as tributaries 750 and 1600). Other forested areas in the basin were also sprayed, but a 10-m buffer between the spray zone and the tributary streams and the main stem of Carnation Creek was attempted. Direct overspray with Roundup^R at 2.0-2.1 kg·ha^{-1} (about 252 L·ha^{-1}) resulted in glyphosate concentrations in tributary 1600 of >160 μg·L^{-1} at 2 h postspray. This concentration rapidly dropped to 54.4 and 36.5 μg·L^{-1} at 6.4 and 15.4 h postspray, respectively. AMPA concentrations peaked after 2 h at 4 μg·L^{-1} and decreased to 1.3 and 0.84 μg·L^{-1} at 6.4 and 15.4 h postspray, respectively. The magnitude and rate of decrease of glyphosate observed were comparable to other studies (Feng et al., 1986b).

Differences in glyphosate concentrations between the tributaries that received direct overspray input were apparently due to variables such as water surface area and overhanging riparian vegetation, which intercepted the glyphosate. These circumstances resulted in a peak concentration of only 1.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ in tributary 750. This concentration decreased below the quantification limit of 0.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ within 6 h. AMPA was not detected (i.e., <0.05 $\mu g \cdot L^{-1}$) in this tributary following 96 h postspray (Feng et al., 1986b).

Tributary 1450, which was protected from direct spray applications by a 10-m buffer zone, contained a concentration of 0.75 $\mu g \cdot L^{-1}$ at 1 h postspray due to spray drift. This concentration decreased to below limit of detection (0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$) between 2 and 7.5 h postspray. A second peak concentration of 2.47 $\mu g \cdot L^{-1}$ occurred at 10 h postspray, which then decreased below 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$ after 16 h postspray. This delayed response was thought to have resulted from the slower subsurface flow of the tributary between the area receiving the spray drift and the sampling point (Feng et al., 1986b).

The first rainfall in the area after spraying occurred between 21 and 24 h. The 39-mm rainfall event caused glyphosate concentrations in tributary 750 to increase from below 0.5 to 144 $\mu g \cdot L^{-1}$ at 27 h postspray. Subsequently, this concentration fell below 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$ at 96 h postspray. AMPA peaked at 3.6 $\mu g \cdot L^{-1}$ at 27 h postspray and then declined to below the detection limit (0.05 $\mu g \cdot L^{-1}$) at 37 h postspray. These high values were thought to result from glyphosate washing off the riparian vegetation along the tributary. The other tributary (1600) that received direct overspray exhibited an increased glyphosate concentration of 109 $\mu g \cdot L^{-1}$ during the first rainfall, which then decreased to 1.3 $\mu g \cdot L^{-1}$ at 96 h postspray. AMPA concentrations were also increased by the rainfall to 1.8 $\mu g \cdot L^{-1}$, which subsequently decreased to <0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$ at 49 h postspray. Tributary 1450, which was protected from direct overspray by a 10-m buffer zone, showed a minor increase in glyphosate to 0.64 $\mu g \cdot L^{-1}$ during the first ½ h of the rainfall. Glyphosate was not detected in this tributary (i.e., <0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$) at 47 h postspray (Feng et al., 1986b).

Although the conclusion was reached that direct applications of glyphosate and spray drift were the major sources of tributary water residues, sampling of the main stem of Carnation Creek downstream from the sprayed areas showed that the first rainfall after spraying produced glyphosate concentrations twice as high as those that resulted from the initial spraying (i.e., 1.4 $\mu g \cdot L^{-1}$). This was thought to be due to the input of ephemeral streams draining the blocks of forest receiving direct spray (Feng et al., 1986b).

Continued monitoring of the study area through eight major storm events identified glyphosate concentrations in surface waters only during the first storm at 23 d postspray. These concentrations of 0.52 and 0.53 $\mu g \cdot L^{-1}$ from tributaries 750 and 1600 were <0.5% of the first rainfall runoff concentrations. After 23 d postspray, glyphosate residues in surface waters of the study area were between the limits of quantification and detection (0.1 to 0.5 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectively). AMPA was found only in trace concentrations (i.e., 0.05 to 0.2 $\mu g \cdot L^{-1}$) during continued monitoring. The persistence of glyphosate observed in this watershed study was similar to other reports of glyphosate persistence in runoff. However, these concentrations were lower than those reported for agricultural watersheds (Feng et al., 1986b).

Persistence and Degradation

Little published information is available on the persistence of glyphosate in surface waters. In their review of available information on the behaviour of glyphosate in the aquatic environment, Brønstad and Friestad (1985) concluded that a better understanding of the various processes involved in glyphosate dissipation was necessary. This conclusion was prompted by the lack of published comparative data with full descriptions of experimental conditions. From the available data, it was proposed that two major pathways for glyphosate dissipation in water were likely: (1) microbial breakdown to AMPA and CO_2 and (2) adsorption to sediments with subsequent microbial breakdown of bound residues under anaerobic conditions (Tooby, 1985).

Degradation of glyphosate in water with abundant microflora under both aerobic and anaerobic conditions was described by Rueppel et al. (1977). The principal metabolite was AMPA. Other metabolites were characterized, but represented less than 1% of the total ^{14}C-glyphosate originally added. Degradation was not recorded in sterilized water. The rate of degradation in water was expected to be slower than in soils due to the lower density of microbes found in water (Ghassemi et al., 1981). The availability of glyphosate to microorganisms for degradation both in soil and water was thought to be decreased by the formation of colloidal iron and aluminum precipitates (Moshier and Penner, 1978). Soil microbial toxicity was not expected at recommended application rates (Carlisle and Trevors, 1986). Laboratory studies indicated that several species of microbes were able to degrade glyphosate (Talbot et al., 1984). One species, Arthrobacter sp., was able to utilize glyphosate as a sole source of phosphorus. Uptake and/or degradation of glyphosate, however, appeared subject to suppression or inhibition by orthophosphates and organophosphorus compounds (Pipke et al., 1987).

Dissipation of glyphosate in a Florida pond was observed to be rapid and followed first-order kinetics. The half-life was reported to be approximately 12 d (Sacher, 1978). Unpublished studies by the Monsanto Company, as reviewed by Ghassemi et al. (1981), found glyphosate half-lives of 7 weeks in sphagnum bogs (pH 4.23), 9 weeks in cattail swamps (pH 6.25), and 10 weeks in pond water (pH 7.33). No experimental details were provided in this review.

A detailed study of glyphosate dissipation in four Manitoba ponds and six outdoor microcosms demonstrated first-order half-lives ranging from 1.5 to 3.6 d (Goldsborough and Beck, n.d.). The ponds and microcosms received aerial applications of 0.89 $kg \cdot ha^{-1}$ of glyphosate. Surface water samples collected immediately after spraying contained the highest glyphosate concentrations (range: 25-141 $\mu g \cdot L^{-1}$). Considerable variation existed between and within ponds for surface water glyphosate concentrations. At 11 d postspray, mean glyphosate residues had decreased to <3 $\mu g \cdot L^{-1}$. After 37 d, glyphosate was not detected (detection limit 0.5 $\mu g \cdot L^{-1}$) in any pond water sample. AMPA concentrations in pond water samples never exceeded 2.2 $\mu g \cdot L^{-1}$ and generally were at or below the 0.5-$\mu g \cdot L^{-1}$ detection limit.

The microcosms used in the study by Goldsborough and Beck (n.d.) were of two types: plastic-lined depressions made in forest soil containing only water and similar depressions containing water plus sediment. Observed mean glyphosate residues at 0.5 h postspray were 352 ± 25 $\mu g \cdot L^{-1}$ in the water-only microcosms and 215 ± 170 $\mu g \cdot L^{-1}$ in the water-plus-sediment microcosms. Subsequent observations revealed increased glyphosate concentrations in the water-only microcosms to 5 d postspray, which was attributed to allochthanous inputs. Glyphosate concentrations remained relatively stable for the next 10 d and decreased slightly by day 30. By contrast, glyphosate concentrations in the water-plus-sediment microcosms decreased rapidly in the first 8 d following application, but were still detectable at 30 d postspray (i.e., 8-11 $\mu g \cdot L^{-1}$). The estimated half-life of glyphosate in the water-plus-sediment microcosms was 5.8 d.

AMPA concentrations in the microcosms were much lower than corresponding glyphosate concentrations and did not exceed 20 $\mu g \cdot L^{-1}$. Degradation of glyphosate to AMPA in microcosm water was apparently minimal. Initial postspray AMPA concentrations in water-only microcosms averaged 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ and increased during the first 5-8 d to approximately 10 $\mu g \cdot L^{-1}$. AMPA concentrations in the water-plus-sediment microcosms increased from 2 to approximately 8 $\mu g \cdot L^{-1}$ during the first 5 d postspray and decreased thereafter, remaining above the detection limit until day 30. The relative persistence of glyphosate in water-only microcosms, compared to the water-plus-sediment microcosms, indicated that adsorption to sediments played a major role in the removal of glyphosate from the water column (Goldsborough and Beck, n.d.).

A study that monitored glyphosate and AMPA in surface waters after glyphosate spraying in Manitoba forests (Beck, 1987) found that half-lives varied from 8 to 15 h. Given the minimal number of

data points and the absence of replicate samples, however, it was concluded that a half-life of less than 24 h was more appropriate to the study results.

Photodecomposition of glyphosate may occur in natural waters. Irradiation of 1.0 $mg \cdot L^{-1}$ of glyphosate in sterilized, natural water for 1 and 14 d resulted in 18.4% and 86.7%, respectively, being transformed to AMPA (Brønstad and Friestad, 1985). The source of irradiation was not given, but natural sunlight was implied. Controls kept in the dark showed glyphosate to be stable. Lund-Høie and Friestad (1986) reported the photodegradation of glyphosate in deionized water exposed to ultraviolet light (254 nm). Half-lives of 4 d and 3-4 weeks were reported for concentrations of 1.0 and 2000 $mg \cdot L^{-1}$, respectively. In addition, degradation of glyphosate (2.0 and 100 $mg \cdot L^{-1}$) was found to occur in deionized and "polluted" waters exposed to natural sunlight (Lund-Høie and Friestad, 1986). The authors also reported that dissipation of glyphosate in water under dark conditions did not occur, although microbial activity (expressed as $^{14}CO_2$ evolution from ^{14}C-sucrose) was high. A discussion of the results and how these data fit into the overall dissipation of glyphosate in water was not given. Although the results noted above indicate a potential for photodecomposition, they are, for the most part, inconclusive. From the available information, it can be inferred, however, that the role of photolysis in the environmental degradation of glyphosate is a minor one.

Glyphosate strongly adsorbs to soil colloids and suspended solids in the water column and the adsorbed residues are removed from the water by sedimentation. Clay loam sediments were found to contain 11 $mg \cdot kg^{-1}$ glyphosate after 9 weeks of exposure to water containing 1.0 $mg \cdot L^{-1}$. These findings of higher glyphosate concentrations in sediments corroborate reports indicating particulate matter had a high adsorptive capacity for glyphosate (Hance, 1976; Hensley et al., 1978; Lund-Høie and Friestad, 1986; Newton et al., 1984; Wan, 1986). Furthermore, they agreed with the results of Damanakis (1976), which showed the adsorption coefficient of glyphosate (concentration adsorbed/concentration in solution at equilibrium) to increase as the ratio of soil to water was lowered. An adsorption coefficient of 11.1 was observed in a vessel with 40 g of soil and 80 mL of solution. The coefficient increased to 55.2 when only 5 g of soil were added to the 80 mL of solution.

The persistence of glyphosate in Ontario boreal forest soils demonstrates dissipation with time and very little leaching. The time required for 50% glyphosate dissipation was approximately 24 d. Residue values in the boreal forest sand soils were below 10% of their initial value after 78 d. Under the study conditions used by Roy et al. (1987), no downslope (8°) movement in soil was observed when Roundup^R (35.6% glyphosate) was applied at 1.789 $kg \cdot ha^{-1}$. As well, glyphosate was not detected in runoff water during rainfall events. Research conducted by Torstensson and Aamisepp (1977) and reviews of other work (Ghassemi et al., 1982; Torstensson, 1985) related to the behaviour of glyphosate in soils supported the conclusions reached concerning glyphosate adsorption and degradation in the aquatic environment. Furthermore, the research conducted on glyphosate behaviour in soil has demonstrated that the extent of adsorption is correlated with the phosphate adsorption capacity of soil and that glyphosate adsorption is reversible (Torstensson, 1985). Whether or not similar behaviour occurs in the aquatic environment has not yet been determined.

One of the previously proposed pathways for glyphosate dissipation in water was "adsorption to sediments with subsequent microbial breakdown of bound residues under anaerobic conditions." Research in the soil environment showed that the microbial breakdown was a co-metabolic process and occurred under both aerobic and anaerobic conditions (Torstensson, 1985).

RATIONALE

Raw Water for Drinking Water Supply

Guideline

The maximum acceptable concentration (MAC) for glyphosate listed in the Guidelines for Canadian

Drinking Water Quality is 280 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Health and Welfare Canada, 1989). This value is based on a no-observed-effect level (NOEL) of 3 $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ from a 2-year study with rats in which slight reductions in body weight occurred at higher doses.

The U.S. EPA recommends a limit of 500 $\mu g \cdot L^{-1}$ of glyphosate in drinking water, which is calculated from an acceptable daily intake (ADI) of 0.10 $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$. The ADI is based on a NOEL of 10 $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ from a three-generation reproduction study with a 100-fold safety factor (U.S. EPA, 1982a, 1982b).

Freshwater Aquatic Life

Levels in Aquatic Biota

Glyphosate residues were measured in spawning rainbow trout (Salmo gairdneri) exposed to 0.02, 0.2, and 2.0 $mg \cdot L^{-1}$ of the isopropylamine salt of glyphosate for 12 h in artificial streams (Folmar et al., 1979). Glyphosate and its major metabolic product, AMPA, were not detected in eggs or fillets of fish exposed to the technical material. Eggs and fillets of trout exposed to 2.0 $mg \cdot L^{-1}$ of the formulated herbicide were reported to contain 60 and 80 $\mu g \cdot kg^{-1}$ of glyphosate, respectively.

Ten caged coho salmon (Oncorhynchus kisutch) fingerlings exposed to stream water that received an aerial application of 3.3 $kg \cdot ha^{-1}$ (peak water concentration of 0.27 $mg \cdot L^{-1}$ at 2 h posttreatment) did not contain detectable levels of glyphosate or its metabolic product, AMPA (Newton et al., 1984).

Toxicity to Aquatic Organisms

A summary of fish and invertebrate toxicity data related to glyphosate and Roundup^R is presented in Appendix A. It should be stressed that the commercial formulation Roundup^R also contains a proprietary surfactant (MON0818) at a concentration of approximately 15% v/v. The environmental toxicity data reported for Vision^R by Monsanto Company (1987a) is identical to the same information reported for Roundup^R (Monsanto Company, 1982b).

The toxicity data in Appendix A demonstrate that acute LC_{50} values for Roundup^R are generally an order of magnitude lower (i.e., more toxic) than acute LC_{50} values for glyphosate itself. A more dramatic comparison of toxicity data related to the surfactant used in Roundup^R, glyphosate, and the commercial formulation is presented in Table 2.

Table 2. The Toxicity of Glyphosate, Roundup^R, and the Proprietary Surfactant (Used in Roundup^R) to Four Aquatic Species[1]

Organism	Chemical or Commercial Formulation	Exposure time - LC_{50}
Rainbow trout (Salmo gairdneri)	Surfactant	24 hr LC_{50} = 2.1 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	24 hr LC_{50} = 140 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	**24 hr LC_{50} = 8.3 $mg \cdot L^{-1}$**
	Surfactant	96 hr LC_{50} = 2.0 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	96 hr LC_{50} = 86 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	**96 hr LC_{50} = 8.3 $mg \cdot L^{-1}$**
Fathead minnow (Pimephales promelas)	Surfactant	24 hr LC_{50} = 1.4 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	24 hr LC_{50} = 97 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	**24 hr LC_{50} = 2.4 $mg \cdot L^{-1}$**
	Surfactant	96 hr LC_{50} = 1.0 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	96 hr LC_{50} = 97 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	**96 hr LC_{50} = 9.4 $mg \cdot L^{-1}$**
Channel catfish (Ictalurus punctatus)	Surfactant	24 hr LC_{50} = 18 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	24 hr LC_{50} = 130 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	**24 hr LC_{50} = 13 $mg \cdot L^{-1}$**
	Surfactant	96 hr LC_{50} = 13 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	96 hr LC_{50} = 130 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	**96 hr LC_{50} = 16 $mg \cdot L^{-1}$**
Bluegill (Lepomis macrochirus)	Surfactant	24 hr LC_{50} = 2.1 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	24 hr LC_{50} = 150 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	**24 hr LC_{50} = 6.4 $mg \cdot L^{-1}$**
	Surfactant	96 hr LC_{50} = 2.0 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	96 hr LC_{50} = 120 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	**96 hr LC_{50} = 5.0 $mg \cdot L^{-1}$**

[1] Data from U.S. Department of Agriculture, 1984.

This table shows the acute toxicity of the surfactant to be similar to that of the commercial formulation. The acute toxicity of glyphosate, however, is an order of magnitude lower (i.e., less toxic) than either the surfactant or the commercial formulation.

Studies conducted with the chemical glyphosate have shown that elevated pH and temperature increase its acute toxicity to rainbow trout (Salmo gairdneri) and bluegill (Lepomis macrochirus) (Folmar et al., 1979). Although adsorption of glyphosate onto suspended particulate material in the water column would generally be considered to reduce the bioavailability (and toxicity) of glyphosate to aquatic organisms, the reverse appears to occur in tests with Daphnia pulex. Laboratory toxicity tests conducted by Hartman and Martin (1984) demonstrated that the presence of 50 $mg \cdot L^{-1}$ suspended solids (as bentonite) actually increased the toxicity of the herbicide (locally purchased Roundup^R). The specific mechanisms responsible for this response were not addressed. Consideration was not given, however, to the presence of the toxic surfactant in the commercial formulation or to the possibility that glyphosate and the surfactant might have been antagonistic in terms of their combined toxicity. If this were the case, removal of the glyphosate from solution by adsorption onto the clay suspension would have produced the observed increase in toxic response by the test organism.

This hypothesis was supported by Servizi et al. (1987), who used toxic units to assess the possibility of interaction between glyphosate and the surfactant in the Roundup^R formulation. Toxicity test results using natural lake water suggested the presence of antagonistic reactions between the surfactant (MON0818) and glyphosate. However, similar analyses of toxicity tests conducted in reconstituted water suggested the combined effects of glyphosate and MON0818 were "more than additive" (i.e., synergistic). This difference in response was considered extremely important, as shown by Folmar et al. (1979), when the toxicity of Roundup^R was investigated in a variety of freshwater organisms with reconstituted water used as the diluent. Reconstituted water is deionized water with the appropriate reagent grade chemicals added to maintain a buffered pH at 7.2-7.5, an alkalinity of 30-35 $mg \cdot L^{-1}$, and a hardness of 40-50 $mg \cdot L^{-1}$ (Johnson and Finley, 1980). Generally, acute toxicity values for the formulated products tested are an order of magnitude lower (i.e., less toxic) than the active ingredient alone. The exact nature of the toxicity relationship between the active ingredient and the surfactant has as yet to be fully resolved.

The field and laboratory 96-h static toxicity tests of Hildebrand et al. (1982) also demonstrated that mortality did not occur among caged rainbow trout fingerlings in streams that received applications of Roundup^R at rates of 2.2, 22.2, and 222.2 $kg\text{-}ai \cdot ha^{-1}$. These were 1, 10, and 100 times the normally recommended application rate for forestry management.

Investigations of direct applications of Roundup^R to a pond containing caged Daphnia magna showed no effect, even at 100 times the recommended dose (Hildebrand et al., 1980). However, the various levels of exposure (1, 10, and 100 times the recommended dose for forestry management) were all conducted in the same pond without suitable controls or any mechanism of partitioning the treatment areas. In addition, the pond had an inflow and outflow that were not quantified, making the results questionable.

Concern over Roundup^R use in forestry management and possible impacts on anadromous fish species returning to the sea (smoltification) resulted in laboratory experiments to determine the effects of this exposure. Concentrations of Roundup^R as high as 10 times those reported in streams immediately after forest spraying did not affect the transition of yearling coho salmon (O. kisutch) to seawater. Ten-day exposures of coho salmon to 2.78 $mg \cdot L^{-1}$ did not alter plasma sodium concentration, hematocrit, or growth. As well, abnormal responses were absent when a 10-d freshwater recovery period was provided between Roundup^R exposure and transfer to seawater (Mitchell et al., 1987a).

In addition to the North American toxicity data reported in Appendix A, a limited number of toxicity studies conducted with Asian fish species

exist. Singh and Yadav (1978) reported that 10 $mg \cdot L^{-1}$ of glyphosate produced 100% mortality in major carp (Cirrhina mrigala) fingerlings after 2.5 h. A mortality of approximately 30% was reported for 5 $mg \cdot L^{-1}$, but a time frame for this mortality was not given. Although the authors reported the results as glyphosate toxicity, it was not explicitly stated if glyphosate or the commercial formulation was used in the toxicity tests. It was implied that the test material was Roundup^{R}, in which case the reported 10-$mg \cdot L^{-1}$ value would be similar to other reported values for the formulation toxicity.

Research into the effects of glyphosate on aquatic plants was generally directed toward two objectives: (1) the eradication of aquatic weed species and (2) concerns related to the impact of terrestrial applications of glyphosate to nontarget plants in aquatic environments adjacent to treated areas. Investigations into the elimination of nuisance aquatic plant growth with glyphosate revealed that spray applications of glyphosate (at 0.56 to 2.24 $kg \cdot ha^{-1}$) to the floating leaves of the fragrant waterlily (Nymphaea odorata) and spatterdock (Nuphar sp.) eliminated these species within 2 months depending on the time of year and application rate. (It should be noted that these application rates are within those used in forestry spray programs.) While foliar application allowed plant uptake and translocation to the rhizomes, which were also killed, germination of seeds occurred the following year and required an additional application once the leaves had attained the surface to insure complete eradication (Welker and Riemer, 1973, 1982, 1983). Water hyacinth (Eichornia crassipes) required 2-6 $kg \cdot ha^{-1}$ applied to the foliage for complete elimination (Singh and Muller, 1979).

A review of glyphosate trials for the control of emergent aquatic and semiaquatic plant species from various regions around the world demonstrates that Roundup^{R} is able to control a wide variety of plants under a variety of conditions. Foliar applications, at rates of 1.8-3.0 $kg\text{-}ae \cdot ha^{-1}$ (ae = acid equivalents) of glyphosate as the isopropylamine salt generally produce greater than 90% control of aquatic plant species. Some species, such as alligator weed (Alternanthera philoxeroides), exhibit a variable response and require in excess of 3 $kg\text{-}ae \cdot ha^{-1}$ for control (Evans, 1978).

Control of submergent species [e.g., water milfoil (Myriophyllum spicatum) and curlyleaf pondweed (Potamogeton crispus)] by glyphosate dissolved in water is much less effective. Concentrations of approximately 1000 $mg \cdot L^{-1}$ and exposure times of at least 5 h are necessary for satisfactory control of these aquatic plants by waterborne glyphosate. Even concentrations of 5000 $mg \cdot L^{-1}$ and 35-d exposures, however, are ineffective in preventing regrowth of both aforementioned species from the roots (Peverly and Crawford, 1975). As expected, 10 $mg \cdot L^{-1}$ of glyphosate does not inhibit the growth of Potamogeton pectinatus. Growth stimulation was observed at 1.0 $mg \cdot L^{-1}$ for this species (Hartman and Martin, 1985). Details of experiments conducted with glyphosate and common submergent plants were not reported by Forney and Davis (1981) due to the lack of a toxic response.

The floating aquatic vascular plants of the genus Lemna (i.e., duckweeds) appear much more sensitive to glyphosate dissolved in water. Exposure to 8.5 $mg \cdot L^{-1}$ of glyphosate for 7 d caused a 37% reduction in growth as measured by dry weight (Gianfagna and Foy, 1975; Cooley and Foy, 1986). An abstract of a study concerning glyphosate toxicity to Lemna minor reported an effective dose (ED) of 5 $mg \cdot L^{-1}$ as toxic to 50% of the plants (Prasad, 1984). The exposure time, however, was not given. Hartman and Martin (1984) reported a 14-d ED_{50} of 2.0 $mg \cdot L^{-1}$ of glyphosate for the same species. Addition of bentonitic clay for a suspended solid concentration of 50 $mg \cdot L^{-1}$ decreased the glyphosate toxicity over the same time period to 10 $mg \cdot L^{-1}$. Cell membrane permeability of Lemna minor fronds floating on glyphosate solutions of 1.69 and 16.9 $mg \cdot L^{-1}$ were apparently affected after 48-96 h, and 24-48 h, respectively (O'Brien and Prendeville, 1979). However, the physiological or ecological implications of this finding were not given.

The effect of glyphosate on enzyme extracts of Lemna gibba was studied by Hoagland (1978) and

Hoagland and Paul (1978). Enzyme activities were affected by 169.1 $mg \cdot L^{-1}$ shortly after exposure. In some cases, the alteration of enzyme activities occurred prior to the appearance of observable damage and growth effects. This concentration of glyphosate produced chlorotic areas in newly developing fronds at 48 h posttreatment and inhibited growth by 30% at 72 h. An order of magnitude decrease in glyphosate (16.91 $mg \cdot L^{-1}$) was also found to cause observable damage after 48 h. Within the 12- to 24-h exposure period, electron microscopic examination showed progressive damage of chloroplasts, mitochondria, and cell walls. These studies and others involving the toxic effects of glyphosate on terrestrial plants were reviewed by Richardson (1985).

Concern over the possible alteration of the naturally occurring algal food base in aquatic ecosystems receiving glyphosate prompted field and laboratory investigations. The effects of direct spray application of 2.2 $kg \cdot ha^{-1}$ on a forest stream and pool could not be detected by monitoring attached diatom communities (Sullivan et al., 1981). Unfortunately, measurements of glyphosate concentrations in the water were not made. Different types of algae varied in their responses to glyphosate solutions. The growth of the green alga Chlorella sarokiniana was inhibited by 3 $mg \cdot L^{-1}$, whereas 203 $mg \cdot L^{-1}$ were required to significantly reduce cell numbers in the flagellate Euglena gracilis (Richardson et al., 1979; Christy et al., 1981). Oxygen evolution inhibition was noted in E. gracilis exposed to glyphosate concentrations as low as 1 $mg \cdot L^{-1}$ for 100 minutes. Longer exposures produced a stimulation of oxygen production (Richardson et al., 1979).

Compared to the above species, the cyanobacteria (blue-green algae) generally appeared more sensitive to glyphosate. The exponential growth rate of three species of cyanobacteria was reduced to 50% of the control by 2 $mg \cdot L^{-1}$. Complete growth inhibition occurred at 10 $mg \cdot L^{-1}$. Sensitivity varied widely among species of cyanobacteria. The data showed growth of one species of the genus Aphanocapsa to be inhibited by 2 $mg \cdot L^{-1}$, while another species of the same genus required 100 $mg \cdot L^{-1}$ for a similar response (Hutber et al., 1979).

A laboratory study of algal sensitivity to a variety of chemical compounds demonstrated that the glyphosate concentration that totally inhibited growth of 13 different algal species ranged from 2.8 to 23 $mg \cdot L^{-1}$. The median value was 11 $mg \cdot L^{-1}$ (Blanck et al., 1984).

Roundup^R was used as a toxicant in a comparison of the 2-3 week EPA bottle test and a 24-h algal oxygen evolution assay for the detection of waterborne contaminants. Dilutions of Roundup^R ranging from 0.75 to 75 $\mu g \cdot L^{-1}$ in an algal assay medium were used to find the concentration inhibiting oxygen evolution by 50% (10 $\mu g \cdot L^{-1}$) in the unicellular chlorophyte Selanastrum capricornutum. The EPA bottle test demonstrated a 50% reduction in biomass at 3.83 $\mu g \cdot L^{-1}$. When Roundup^R was mixed with natural stream water, test concentrations ranging from 0.036 to 36 $\mu g \cdot L^{-1}$ failed to provide an inhibitory response equivalent to 50% of the control in both test systems (Turbak et al., 1986).

Periphyton communities on acrylic rods from six small ponds bordering Lake Winnipeg were used to measure $H^{14}CO_3$ uptake in the laboratory during 4-h exposures to varying concentrations of Roundup^R. For those periphyton communities exhibiting a significant dose-response relationship, the concentration of glyphosate reported to produce a 50% inhibition of ^{14}C-uptake ranged from 9.7 to 35.4 $mg \cdot L^{-1}$ (Goldsborough and Brown, 1987, n.d.).

An aerial application of 2.0 $kg \cdot ha^{-1}$ of glyphosate (as Roundup^R) over a small Nova Scotia forest stream failed to affect periphyton that colonized artificial substrates placed in the stream one month prior to spraying (Environment Canada, 1987). Comparisons of chlorophyll a, phaeophytin, total biomass, and ATP (adenosine triphosphate) upstream from and in the spray area failed to identify significant effects attributable to Roundup^R spraying. This survey for biological effects lasted 37 d postspray.

When Roundup^R was applied to pools containing abundant aquatic macrophyte growth to achieve a glyphosate concentration of 200 $mg \cdot L^{-1}$, suspended aquatic bacteria densities were depressed when measured as colony-forming units or CFUs. Maximum

depression occurred at 15 d posttreatment resulting in densities of 1 X 10^3 CFU·mL^{-1} from an initial density of 2 X 10^5 CFU·mL^{-1}. After 20 d posttreatment, densities increased and attained control levels at 30 d posttreatment (Chan and Leung, 1986). Information was not given regarding aquatic macrophyte responses. Laboratory studies conducted with two bacteria species (Aeromonas hydrophila and Pseudomonas chlororaphis) isolated from these pools demonstrated extreme differences in glyphosate sensitivity. A concentration of 1500 mg·L^{-1} apparently reduced the density of A. hydrophila to levels below the control, while the same concentration of glyphosate was lethal to P. chlororaphis (Chan and Leung, 1986).

Accumulation and Elimination of Glyphosate Aquatic Organisms

The published data indicated glyphosate had a low accumulation potential in aquatic organisms. A maximum bioconcentration factor (BCF) of 1.6 was reported for bluegill (Lepomis macrochirus) exposed to 0.6 mg·L^{-1} of glyphosate for 28 d (Sacher, 1978). Channel catfish (Ictalurus punctatus), largemouth bass (Micropterus salmoides), and rainbow trout (Salmo gairdneri) exposed to 10 mg·L^{-1} of glyphosate for 14 d had BCFs of 0.18, 0.04, and 0.03, respectively (Sacher, 1978). Exposure of fish to glyphosate at concentrations (not given) three to four times the recommended application rates for 10 to 14 d resulted in BCFs of 0.1 to 0.3 (Monsanto Company, 1984). The lack of information on experimental protocol and residue concentrations in the above studies, however, reduced their usefulness in the assessment of glyphosate uptake and retention.

The octanol-water partition coefficient for glyphosate was reported to be 0.0017 at 10 mg·L^{-1} and 0.006 at 100 mg·L^{-1} (Ghassemi et al., 1981). These low values support the available experimental data showing little tendency for glyphosate to accumulate in aquatic organisms.

Guideline

Specific provincial or federal objectives or guidelines for glyphosate in water for the protection of aquatic life do not exist. The U.S. EPA does not have an objective, guideline, or advisory for glyphosate and does not plan to include this compound in future criteria development work (K. Potts, 1987, U.S. EPA Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, Criteria Branch, pers. comm.).

The California State Water Resources Control Board recommends an aquatic guideline of 130 μg·L^{-1} of glyphosate for waterborne residues of Roundup^R "due to the increased toxic effect of the surfactant in the Roundup^R formulation" (Corcoran et al., 1984). This value is based upon application of a 10-fold safety factor to the 96-h LC_{50} value of 1.3 mg·L^{-1} for rainbow trout (Salmo gairdneri) fingerlings (Folmar et al., 1979). This recommendation sets a precedent for establishing a water quality related guideline, objective, or criterion with regard to glyphosate. The increased toxic effect of Roundup^R compared to glyphosate is readily apparent from the toxicity data included in this report. The lowest 96-h LC_{50} for a North American freshwater fish species exposed to glyphosate is 24 mg·L^{-1} for the bluegill (Lepomis macrochirus). By contrast, the lowest 96-h LC_{50} for a North American freshwater fish species exposed to Roundup^R is 1.3 mg·L^{-1} for the rainbow trout (Salmo gairdneri) fingerling. Toxicity data for Vision^R is identical to that for Roundup^R (Monsanto Company, 1987a).

The available toxicity data are not sufficient to support a Canadian water quality guideline as chronic or long-term exposure studies with aquatic animals are not available. Most of the aquatic plant toxicity data are based on field observations of glyphosate use. Laboratory studies of cellular membrane permeability or enzyme activities are without any direct relation to toxicity endpoints. Some aquatic plant laboratory toxicity data have longer exposure times (i.e., 14 d) than those for animal studies. The effects of the surfactant in the Roundup^R formulation, however, are not as defined for plants as they are for animals. In addition, the plant toxicity data generally demonstrate a reduced sensitivity by these organisms compared to animals.

Available toxicity data have been used to generate an interim guideline. Given the amount of

data available for Roundup^R and the existence of an aquatic guideline for the formulation (i.e., as recommended by the California State Water Resources Control Board), it is appropriate that in this case a water quality guideline be set using the formulated product. The lowest 96-h LC_{50} generated from standardized tests of Roundup^R and a sensitive North American freshwater species is 1.3 $mg \cdot L^{-1}$ (Folmar et al., 1979). The use of toxicity data from non-North American species is considered inappropriate. Using an application factor of 0.05 for nonpersistent substances (CCREM, 1987) produces an interim guideline of 0.065 $mg \cdot L^{-1}$ or 65 $\mu g \cdot L^{-1}$ of glyphosate.

Agricultural Uses

Livestock Watering

Guideline

Definitive studies are necessary before numerical concentrations of glyphosate in water can be proposed for the protection of livestock. A complete assessment of the mammalian and avian toxicology data base with regard to glyphosate is not possible due to the proprietary information restrictions imposed by the manufacturer of Roundup^R. However, CCREM (1987) adopted the policy that the guidelines for pesticides in Canadian raw water for drinking water supply could be used as the maximum limits of pesticides in livestock drinking water "as a means of providing a margin of safety for livestock and preventing unacceptable residues in animal products." As a guideline for glyphosate in raw water for drinking water supply is available (280 $\mu g \cdot L^{-1}$), this value has been adopted as an interim guideline for livestock watering.

Irrigation

Glyphosate residues in irrigation water have the potential to affect crops adversely by way of transport through the soil (row irrigation) with subsequent root uptake or by aerial application (sprinkler irrigation) with subsequent foliar uptake. The manufacturer of Roundup^R stated that glyphosate dissipated rapidly in soils when applied at recommended rates to foliage (Ghassemi et al., 1981). This claim has generally been borne out by several years of use of commercial products containing glyphosate in a wide variety of soils and by various scientific studies (e.g., Sprankle et al., 1975a, 1975b). It is recognized, however, that the degree and rate of glyphosate dissipation are dependent upon the constituents and characteristics of the soil (e.g., clay content). In areas where the soil contains a high sand content (e.g., >80%), loss of glyphosate is at a slow rate (Eberbach and Douglas, 1983). In experimental studies that reported the stunting and failure of crop species, 25 times the recommended glyphosate application rate was used (as a soil treatment). Thus, impacts of glyphosate residues in irrigation waters used with furrow irrigation techniques would most likely be insignificant under normal operating conditions (McKinnon, 1984).

Crop species sprinkler-irrigated with water that contained several times more glyphosate than would be expected as the result of normal spraying of irrigation ditch bank vegetation did not produce injury or apparent adverse plant health symptoms. The highest concentration used in these studies was 2.2 $mg \cdot L^{-1}$ of glyphosate applied continuously for 8 h. This was equivalent to 1.1 $kg\text{-}ai \cdot ha^{-1}$ (Bruns and Kelley, 1975; Comes and Kelley, 1979).

Residues of glyphosate remaining in plant tissue at the time of harvest were also a concern. Furrow-irrigated and sprinkler-irrigated crops using water containing 5.51 $mg \cdot L^{-1}$ and 2.21 $mg \cdot L^{-1}$ of glyphosate, respectively, were found to contain glyphosate residues in some, but not all, of the crops tested. Furrow irrigation produced detectable residues of glyphosate (0.15 $mg \cdot kg^{-1}$) only in a forage/grass/grain/sorghum crop treated at the highest rate (2.8 $kg \cdot ha^{-1}$). Otherwise, furrow irrigation was ineffective in producing glyphosate residues in crop species. Sprinkler irrigation produced glyphosate residues in the forage/grass/grain/sorghum crop (1.78 $mg \cdot kg^{-1}$ residue from 1.12 $kg \cdot ha^{-1}$ glyphosate application) 2 d after treatment. Glyphosate residues were also found in sugar beet tops (0.50 $mg \cdot kg^{-1}$) and field bean pods (0.11 $mg \cdot kg^{-1}$) collected from plots sprinkler-irrigated at 1.12 $kg \cdot ha^{-1}$. Squash, tomatoes, sugar beet roots, and the seeds of field beans failed to show detectable glyphosate residues (i.e., >0.05 $mg \cdot kg^{-1}$) even after spray irrigation

with the highest glyphosate concentration used (2.21 $mg \cdot L^{-1}$, 1.12 $kg \cdot ha^{-1}$) (Bruns and Kelley, 1975).

Under normal spraying operations for the control of vegetation along drained irrigation canals (application rate: 5.6 $kg \cdot ha^{-1}$ of glyphosate), glyphosate residues were not detected in the first flow of water through the canals approximately 23 d after treatment (Comes et al., 1976). Application of glyphosate to bank vegetation during irrigation canal use may produce residues in the water. The exact magnitude of the residues will be dependent upon factors such as channel dimensions and hydrology, the dosage of glyphosate used, the proportion of the applied glyphosate entering the water, and the dilution and dispersion during downstream movement. These interactive factors reduced 3600 $mg \cdot L^{-1}$ glyphosate, applied at a rate of 5.3 $kg \cdot ha^{-1}$, from 0.41 $mg \cdot L^{-1}$ at the treatment site to 0.2 $mg \cdot L^{-1}$ at a distance of 4 km downstream (average water velocity: 0.2 $m \cdot s^{-1}$) (Bowmer, 1982a). Additional work by Bowmer (1982b) also demonstrated the removal of glyphosate from water by the adsorption onto suspended particulate material and the antagonistic effect on glyphosate adsorption by phosphate addition. The attenuation of glyphosate by adsorption onto suspended sediment downstream from spraying activities ranged from 13% to 31% per kilometre depending on site-specific water quality characteristics. Loss of dissolved glyphosate by adsorption was thought not to significantly reduce its phytotoxicity (Bowmer et al., 1986).

A criterion of 0.2 $mg \cdot L^{-1}$ is used by the United Kingdom for glyphosate in irrigation water (Bowmer, 1982a), however, the rationale used to derive this level is not available for evaluation.

Guideline

Insufficient data exist to support the development of an irrigation water guideline for glyphosate at this time.

Recreational Water Quality and Aesthetics

Guideline

There is no recommended guideline for glyphosate in recreational waters.

Industrial Water Supplies

Guideline

There is no recommended guideline for glyphosate in industrial water supplies.

SUMMARY

Following an evaluation of the published information on the herbicide glyphosate, Canadian water quality guidelines were derived (Table 3).

Table 3. Recommended Water Quality Guidelines for Glyphosate

Uses	Guidelines
Raw water for drinking water supply	280 $\mu g \cdot L^{-1}$*
Freshwater aquatic life	65 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Interim)
Agricultural uses	
Livestock watering	280 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Interim)
Irrigation	No recommended guideline
Recreational water quality and aesthetics	No recommended guideline
Industrial water supplies	No recommended guideline

* Existing drinking water guideline (Health and Welfare Canada, 1989).

The background information on glyphosate in terms of uses and production, occurrence in the aquatic environment, persistence and degradation, and toxicity to nontarget organisms was reviewed. The rationale employed for the development of the recommended guidelines was summarized.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors gratefully acknowledge the helpful comments and suggestions of the members of the Canadian Council of Resource and Environment

Ministers (CCREM) Task Force on Water Quality Guidelines. The critical reviews of M.C. Taylor and D. Valiela of the Water Quality Branch; R.J. Maguire and W.M.J. Strachan of the National Water Research Institute; W.R. Ernst, P. Jones, D. Waite, and M.T. Wan of Environmental Protection; D. Boersma, D.J. Forsyth, K. Lloyd, and P. Mineau of the Canadian Wildlife Service; R. Grover and F.Y. Chang of Agriculture Canada; G. Wood of Health and Welfare Canada; G. Rawn and V. Zitko of Fisheries and Oceans; D. Thompson of the Forest Pest Management Institute; and L.G. Goldsborough of the University of Alberta greatly improved this manuscript.

REFERENCES

Alberta Environment. 1977. Surface water quality objectives. Standards and Approvals Division, Water Quality Branch, Edmonton, Alberta.

Amrhein, N., J. Schab, and H.C. Steinrucken. 1980. The mode of action of the herbicide glyphosate. Naturwissenschaften, 67: 356-357.

Amrhein, N., B. Deus, P. Gehrke, and H.C. Steinrucken. 1980. The site of the inhibition of the shikimate pathway by glyphosate. II. Interference of glyphosate with chorismate formation in vivo and in vitro. Plant Physiol., 66: 830-834.

Beck, A.E. 1987. Glyphosate residues in surface water following 1985 Manfor Ltd. field trials. Water Standards and Studies Report No. 87-4. Manitoba Environment and Workplace Safety and Health.

Blanck, H., G. Wallin, and S.-A. Wangberg. 1984. Species-dependent variation in algal sensitivity to chemical compounds. Ecotoxicol. Environ. Saf., 8: 339-351.

Bowmer, K.H. 1982a. Residues of glyphosate in irrigation water. Pestic. Sci., 13: 623-638.

Bowmer, K.H. 1982b. Adsorption characteristics of seston in irrigation water: Implications for the use of aquatic herbicides. Aust. J. Mar. Freshwater Res., 33: 443-458.

Bowmer, K.H., P.M.D. Boulton, D.L. Short, and M.L. Higgins. 1986. Glyphosate-sediment interactions and phytotoxicity in turbid water. Pestic. Sci., 17: 79-86.

Brønstad, J.O., and H.O. Friestad. 1985. Behaviour of glyphosate in the aquatic environment. In The Herbicide Glyphosate, ed. E. Grossbard and D. Atkinson, pp. 200-205. London, England: Butterworth and Co. Publ. Ltd.

Bruns, V.F., and A.D. Kelley. 1975. Responses and residues in certain crops irrigated with water containing glyphosate. Washington Coll. Agric. Res. Bull. No. 812. College of Agriculture Research Center, Washington State University, Pullman, Washington.

Buhler, D.D., and O.C. Burnside. 1983. Effect of water quality, carrier volume, and acid on glyphosate phytotoxicity. Weed Sci., 31: 163-169.

Campbell, R.A. 1990. Herbicide use for forestry management in Canada: Where we are and where we are going. Forest Pest Management Institute, Forestry Canada, Sault St. Marie, Ontario. Draft rep.

Carlisle, S.M., and J.T. Trevors. 1986. Effect of the herbicide glyphosate on nitrification, denitrification, and acetylene reduction in soil. Water Air Soil Pollut., 29: 189-203.

CCREM. 1987. Canadian Water Quality Guidelines. Prepared by the Task Force on Water Quality Guidelines of the Canadian Council of Resource and Environment Ministers.

Chan, K., and S.C. Leung. 1986. Effects of paraquat and glyphosate on growth, respiration and enzyme activity of aquatic bacteria. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 36: 52-59.

Christy, S.L., E.P. Karlander, and J.V. Parochetti. 1981. Effects of glyphosate on the growth rate of Chlorella. Weed Sci., 29: 5-7.

Comes, R.D., and A.D. Kelley. 1979. Response of certain crops to glyphosate in irrigation water. Weed Sci., 27(6): 658-660.

Comes, R.D., V.F. Bruns, and A.D. Kelley. 1976. Residues and persistence of glyphosate in irrigation water. Weed Sci., 24: 47-50.

Cooley, W.E., and C.L. Foy. 1986. Effects of SC-0224 and glyphosate on inflated duckweed (Lemna gibba) growth and EPSP-synthase activity from Klebsiella pneumoniae. Pestic. Biochem. Physiol., 26: 365-374.

Corcoran, D.P., D.B. Cohen, and G.W. Bowes. 1984. Glyphosate use in forestry (Roundup) and aquatic weed control (Rodeo): A water quality assessment. Special Project Report No. 84-11sp. California State Water Resources Control Board, Sacramento, California.

Damanakis, M.E. 1976. Behaviour of glyphosate in the soil (adsorption, leaching, degradation). Ann. Inst. Phytopathol. Benaki, 11: 153-167.

Eberbach, P.L., and L.A. Douglas. 1983. Persistence of glyphosate in a sandy loam. Soil Biol. Biochem., 15(4): 485-487.

Edwards, W.M., G.B. Triplett, Jr., and R.M. Kramer. 1980. A watershed study of glyphosate transport in runoff. J. Environ. Qual., 9:661-665.

Environment Canada. 1987. Measure of the environmental effects associated with forestry use of Roundup^{R}. EP-5-AR-87-8. Environmental Protection, Conservation and Protection, Environment Canada, Atlantic Region.

Environment Canada/Agriculture Canada. 1988. Pesticide registrant survey 1987 report. Prepared by Commercial Chemicals Branch, Environment Canada.

Environment Canada/Ministère de l'Environnement du Québec. 1984. Les pesticides en agriculture au Québec en 1982. May 1984, 134 pp.

Evans, D.M. 1978. Aquatic weed control with the isopropylamine salt of N-phosphonomethyl glycine. In Proc. Eur. Weed Res. Soc., 5th Symp. on Aquatic Weeds, Amsterdam, pp. 171-178.

Feng, J.C., H.D. Klassen, and P.E. Reynolds. 1986a. A case study on the off-target deposit of glyphosate (Roundup) from an aerial application with a Microfoil^{R} boom at Carnation Creek watershed, British Columbia. File Report No. 72. Forest Pest Management Institute, Canadian Forestry Service, Sault Ste. Marie, Ontario.

Feng, J.C., P.E. Reynolds, and H.D. Klassen. 1986b. Persistence of glyphosate in streamwater following aerial application with a Microfoil boom at Carnation Creek, British Columbia, 1984. File Report No. 73. Forest Pest Management Institute, Canadian Forestry Service, Sault Ste. Marie, Ontario.

Folmar, L.C. 1976. Overt avoidance reaction of rainbow trout fry to nine herbicides. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 15(5): 509-514.

Folmar, L.C., H.O. Sanders, and A.M. Julin. 1979. Toxicity of the herbicide glyphosate and several of its formulations to fish and aquatic invertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 8: 269-278.

Forney, D.R., and D.E. Davis. 1981. Effects of low concentrations of herbicides on submersed aquatic plants. Weed Sci., 29: 677-685.

Ghassemi, M., L. Fargo, P. Painter, P. Painter, S. Quinlivan, R. Scofield, and A. Takata. 1981. Environmental fates and impacts of major forest use pesticides. EPA Contract No. 68-02-3174. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Ghassemi, M., S. Quinlivan, and M. Dellarco. 1982. Environmental effects of new herbicides for vegetation control in forestry. Environ. Int., 7: 389-401.

Gianfagna, T., and C.L. Foy. 1975. The effects of glyphosate on the growth of Lemna perpusilla. Va. J. Sci., 26(2): 63 (abstract).

Glass, R.L. 1984. Metal complex formation by glyphosate. J. Agric. Food Chem., 32: 1249-1253.

Goldsborough, L.G., and A.E. Beck. N.d. Rapid dissipation of glyphosate in small forest ponds. Submitted to Arch. Environ. Contam. Toxicol.

Goldsborough, L.G., and D.J. Brown. 1987. Effects of aerial spraying of forestry herbicides on aquatic ecosystems. Part III. Bioassay of the effect of glyphosate on carbon fixation by intact periphyton communities. Water Standards and Studies Report No. 87-3. Manitoba Department of Environment and Workplace Safety and Health.

Goldsborough, L.G., and D.J. Brown. N.d. Effect of Roundup^{R} formulation of glyphosate on periphytic algal photosynthesis. Submitted to Bull. Environ. Contam. Toxicol.

Hance, R.J. 1976. Adsorption of glyphosate by soils. Pestic. Sci. 7: 363-366.

Hartman, W.A., and D.B. Martin. 1984. Effect of suspended bentonite clay on the acute toxicity of glyphosate to Daphnia pulex and Lemna minor. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 33: 355-361.

Hartman, W.A., and D.B. Martin. 1985. Effects of four agricultural pesticides on Daphnia pulex, Lemna minor, and Potamogeton pectinatus. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 35: 646-651.

Health and Welfare Canada. 1989. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. 4th ed. Prepared by the Federal-Provincial Subcommittee on Drinking Water of the Federal-Provincial Advisory Committee on Environmental and Occupational Health.

Hensley, D.L., D.S.N. Buerman, and P.L. Carpenter. 1978. The inactivation of glyphosate by various soils and metal salts. Weed Res., 18: 287-291.

Hildebrand, L.D., D.S. Sullivan, and T.P. Sullivan. 1980. Effects of Roundup^{R} herbicide on populations of Daphnia magna in a forest pond. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 25: 353-357.

Hildebrand, L.D., D.S. Sullivan, and T.P. Sullivan. 1982. Experimental studies of rainbow trout populations exposed to field applications of Roundup^{R} herbicide. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 11: 93-98.

Hoagland, R.E. 1978. The effects of N-(phosphonomethyl)glycine on selected enzymes in Lemna gibba (L.). Proc. South. Weed Sci. Soc., 31: 285. (Cited by Richardson, 1985.)

Hoagland, R.E., and R. Paul. 1978. Ultrastructural effects of glyphosate on Lemna gibba (L.). Weed Sci. Soc. Am., 1978 Meet., Abstract No. 170. (Cited by Richardson, 1985.)

Holdway, D.A., and D.G. Dixon. 1988. Acute toxicity of permethrin or glyphosate pulse exposure to larval white sucker (Catostomus commersoni) and juvenile flagfish (Jordanella floridae) as modified by age and ration level. Environ. Toxicol. Chem., 7: 63-68.

Hunter, R.L., Faulkner, T. Kaiserski, and D. Antonsen. 1984. QSAR system. Center for Data Systems and Analysis. Montana State University, Bozeman, Montana.

Hutber, G.N., L.J. Rogers, and A.J. Smith. 1979. Influence of pesticides on the growth of cyanobacteria. Z. Allg. Mikrobiol., 19(6): 397-402.

International Joint Commission (IJC). 1978. Great Lakes Water Quality Agreement of 1978. Agreement, with annexes and terms of reference, between the United States of America and Canada, signed at Ottawa November 22, 1978. Annex 1985.

Jaworski, E.G. 1972. Mode of action of N-phosphonomethylglycine: Inhibition of aromatic amino acid biosynthesis. J. Agric. Food Chem., 20(6): 1195-1198.

Johnson, W.W., and M.T. Finley. 1980. Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. Fish and Wildlife Service Resource Publ. 137. U.S. Department of the Interior.

Khan, S.U. 1981. N-nitrosamine formation in soil from the herbicide glyphosate and its uptake by plants. In American Chemical Society Symposium No. 174, ch. 19, pp. 275-287.

Khan, S.U., and P.B. Marriage. 1979. Uptake of glyphosate and N-nitrosoglyphosate from soil by oat plants. J. Agric. Food Chem., 27(6): 1398-1400.

Khan, S.U., and J.C. Young. 1977. N-nitrosamine formation in soil from the herbicide glyphosate. J. Agric. Food Chem., 25: 1430-1432.

Linden, E., B.E. Bengtsson, O. Svanberg, and G. Sunstrom. 1979. The acute toxicity of 78 chemicals and pesticide formulations against two brackish water organisms, the bleak (Alburnus alburnus) and the harpacticoid Nitocra spinipes. Chemosphere, 8(11-12): 843-851.

Lund-Høie, K. 1985. Efficacy of glyphosate in forest plantations. In The Herbicide Glyphosate, ed. E. Grossbard and D. Atkinson, pp. 328-338. London, England: Butterworth and Co. Publ. Ltd.

Lund-Høie, K., and H.O. Friestad. 1986. Photodegradation of the herbicide glyphosate in water. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 36: 723-729.

McGee, B. 1984. Survey of pesticide use in Ontario, 1983. Economics Information Report No. 84-05. Economics and Policy Coordination Branch, Ontario Ministry of Agriculture and Food, Toronto, Ontario.

McKinnon, D. 1984. Roundup may be residual in certain crops. New Zealand Farmer, 105(7): 102-104.

Mitchell, D.G., P.M. Chapman, and T.J. Long. 1987a. Seawater challenge testing of coho salmon smolts following exposure to Roundup^{R} herbicide. Environ. Toxicol. Chem., 6: 875-878.

Mitchell, D.G., P.M. Chapman, and T.J. Long. 1987b. Acute toxicity of Roundup[R] and Rodeo[R] herbicides to rainbow trout, chinook, and coho salmon. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 39: 1028-1035.

Monsanto Company. 1982a. Monsanto Material Safety Data--Glyphosate Technical. Monsanto Company, St. Louis, Missouri.

Monsanto Company. 1982b. Monsanto Material Safety Data--Rodeo[R] Herbicide. Monsanto Company, St. Louis, Missouri.

Monsanto Company. 1984. The health and environmental safety aspects of Roundup[R] herbicide: An overview. Roundup[R] Herbicide Bulletin, January 1984. Monsanto Company, Mississauga, Ontario.

Monsanto Company. 1987a. Monsanto Material Safety Data--Vision[R] Herbicide. Monsanto Company, St. Louis, Missouri.

Monsanto Company. 1987b. Monsanto Material Safety Data--Domestic 1 Herbicide, Domestic 2 Herbicide, Domestic 3 Herbicide. Monsanto Company, St. Louis, Missouri.

Monsanto Company. 1987c. Monsanto Material Safety Data--Rustler[R] Herbicide. Monsanto Company, St. Louis, Missouri.

Moshier, L.J., and D. Penner. 1978. Factors influencing microbial degradation of ^{14}C-glyphosate to $^{14}CO_2$ in soil. Weed Sci., 26(6): 686-691.

Moxley, J. 1989. Survey of pesticide use in Ontario, 1988. Economics Information Report No. 89-08. Economics and Policy Coordination Branch, Ontario Ministry of Agriculture and Food, Toronto, Ontario.

Newton, M., K.M. Howard, B.R. Kelpsas, R. Danhaus, C.M. Lottman, and S. Duebelman. 1984. Fate of glyphosate in an Oregon forest ecosystem. J. Agric. Food Chem., 32: 1144-1151.

O'Brien, M.C., and G.N. Prendeville. 1979. Effects of herbicides on cell membrane permeability in Lemna minor. Weed Res., 19: 331-334.

Payne, N., J. Feng, and P. Reynolds. 1987. Off-target deposit measurements and buffers required around water for aerial glyphosate application. File Report No. 80. Forest Pest Management Institute, Canadian Forestry Service, Sault Ste. Marie, Ontario.

Peverly, J.H., and T.W. Crawford, Jr. 1975. Glyphosate as a herbicide for two submerged aquatic species. Proc. Northeast. Weed Sci. Soc., 29: 102-107.

Pipke, R., A. Schulz, and N. Amrhein. 1987. Uptake of glyphosate by an Arthrobacter sp. Appl. Environ. Microbiol., 53(5): 974-978.

Prasad, R. 1984. Impact of glyphosate on macrophytes (abstract). Plant Physiol., 75: 139.

Reinert, K.H., and J.H. Rodgers. 1987. Fate and persistence of aquatic herbicides. Rev. Environ. Contam. Toxicol., 98: 61-98.

Richardson, J.T., R.E. Frans, and R.E. Talbert. 1979. Reactions of Euglena gracilis to fluometuron, MSMA, metribuzin and glyphosate. Weed Sci., 27: 619-614.

Richardson, W.G. 1985. Bioasssays for glyphosate. In The Herbicide Glyphosate, ed. E. Grossbard and D. Atkinson, pp. 286-296. London, England: Butterworth and Co. Publ. Ltd.

Roy, D.N., S.K. Konar, and S. Banerjee. 1987. Development of analytical methodology and determination of leachability, persistence, degradation and lateral movement of glyphosate (Roundup) in selected Canadian forest soils. Final Report. Canadian Forestry Service Program of Research by the Universities in Forestry (PRUF). September 1987.

Rueppel, M.L., B.B. Brightwell, J. Schaefer, and J.T. Marvel. 1977. Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water. J. Agric. Food Chem.. 25: 517-528.

Sacher, R.M. 1978. Safety of Roundup in the aquatic environment. In Proc. Eur. Weed Res. Soc., 5th Symp. on Aquatic Weeds, pp. 315-322. Amsterdam, Netherlands.

Servizi, J.A., R.W. Gordon, and D.W. Martens. 1987. Acute toxicity of Garlon 4 and Roundup herbicides to salmon, Daphnia, and trout. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 39: 15-22.

Shanks, G. 1985. Pesticide usage in New Brunswick, 1985. Environmental Services Branch, Department of the Environment, New Brunswick.

Shanks, G. 1986. Pesticide usage in New Brunswick, 1986. Environmental Services Branch, Department of the Environment, New Brunswick.

Shanks, G. 1987. Pesticide usage in New Brunswick, 1987. Environmental Services Branch, Department of the Environment, New Brunswick.

Singh, S.P., and F. Muller. 1979. Efficacy, uptake and distribution of different herbicides in the water hyacinth. Weed Res., 19: 1-8.

Singh, S.P., and N.K. Yadav. 1978. Toxicity of some herbicides to major carp fingerlings. Indian J. Ecol., 5(2): 141-147.

Sprankle, P., W.F. Meggitt, and D. Penner. 1975a. Rapid inactivation of glyphosate in the soil. Weed Sci., 23: 224-228.

Sprankle, P., W.F. Meggitt, and D. Penner. 1975b. Adsorption, mobility and microbial degradation of glyphosate in the soil. Weed Sci., 23: 229-234.

Statistics Canada. 1986. Imports: Commodity by Country: C.I.T.C. Detail (1983-1984 and 1984-1985). Cat. No. 63-006. International Trade Division, Ottawa.

Steinrucken, H.C., and N. Amrhein. 1980. The herbicide glyphosate as a potent inhibitor of 5-enolpyruvylshikimic acid-3-phosphate synthase. Biochem. Biophys. Res. Commun., 94: 1207-1212.

Sullivan, D.S., T.P. Sullivan, and T. Bisalputra. 1981. Effects of Roundup® herbicide on diatom populations in the aquatic environment of a coastal forest. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 26: 91-96.

Talbot, H.W., L.M. Johnson, and D.M. Munnecke. 1984. Glyphosate utilization by Pseudomonas sp. and Alcaligenes sp. isolated from environmental sources. Cur. Microbiol., 10: 255-260

Tooby, T.E. 1985. Fate and biological consequences of glyphosate in the aquatic environment. In The Herbicide Glyphosate, ed. E. Grossbard and D. Atkinson, pp. 206-217. London, England: Butterworth and Co. Publ. Ltd.

Torstensson, L. 1985. Behaviour of glyphosate in soil and its degradation. In The Herbicide Glyphosate, ed. E. Grossbard and D. Atkinson, pp. 137-150. London, England: Butterworth and Co. Publ. Ltd.

Torstensson, N.T.L., and A. Aamisepp. 1977. Detoxification of glyphosate in soil. Weed Res., 17: 209-212.

Turbak, S.C., S.B. Olson, and G.A. McFeters. 1986. Comparison of algal assay systems for detecting waterborne herbicides and metals. Water Res., 20(1): 91-96.

U.S. Department of Agriculture. 1981. Herbicide background statements. Pacific Northwest Region, Forest Service, Portland, Oregon. (Cited in U.S. Department of Agriculture, 1984.)

U.S. Department of Agriculture. 1984. Herbicide background statement: Glyphosate. In Pesticide Background Statements. Vol. 1. Herbicides. Agricultural Handbook No. 633, pp. G-1 to G-72.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1982a. Glyphosate: Tolerances and exemptions from tolerances for pesticide chemicals in or on raw agricultural commodities. Federal Register, 47(241): 56136-56137.

U.S. EPA. (Environmental Protection Agency). 1982b. Tolerance for pesticides in animal feeds. Glyphosate. Federal Register, 47(208): 47549-47550.

Wan, M.T.K. 1986. The persistence of glyphosate and its metabolite aminomethylphosphonic acid in some coastal British Columbia streams. Regional Program Report 85-01. Environmental Protection Service, Pacific and Yukon Region, Environment Canada.

Wan, M.T., R.G. Watts, and D.J. Moul. 1986. Regional Progress Report 86-16. Department of the Environment, Conservation and Protection, Pacific and Yukon Region.

Weed Science Society of America. 1983. Herbicide Handbook. 5th ed. Weed Science Society of America, Champaign, Illinois.

Welker, W.V., Jr., and D.N. Riemer. 1973. Control of fragrant waterlily and spatterdock in irrigation ditches with glyphosate. In Proc. Annu. Meet. Northeast. Weed Sci. Soc., 27: 105-107.

Welker, W.V., Jr., and D.N. Riemer. 1982. Fragrant waterlily (Nymphaea odorata) control with multiple applications of glyphosate. Weed Sci., 30: 145-146.

Welker, W.V., Jr., and D.N. Riemer. 1983. Control of spatterdock as influenced by time of glyphosate treatment. J. Aquat. Plant Manage., 21: 104-105.

White, R.C. 1986. Inventory of pesticide use in the Yukon 1986. Report to the Environmental Protection Service, Environment Canada, Whitehorse, Yukon.

Worthing, C.R., and S.B. Walker (eds.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th ed. The British Crop Protection Council, Croydon, U.K.

Yates, W.E., N.B. Akesson, and D.E. Bayer. 1978. Drift of glyphosate sprays applied with aerial and ground equipment. Weed Sci., 26: 597-604.

Young, H.C., and S.U. Khan. 1978. Kinetics of nitrosation of the herbicide glyphosate. J. Environ. Sci. Health Part B, 13: 59-72.

Appendix A

Summary of Glyphosate and Roundup[R] Toxicity Data for Aquatic Organisms

Table A-1. Summary of Glyphosate and Roundup® Toxicity Data for Aquatic Organisms

Organism	Chemical or Formulation	Exposure Time	Test Conditions	Effects	Comments[1]	Reference
INVERTEBRATES						
Midge larvae (*Chironomus plumosus*)	Glyphosate	48 h	U, S	EC_{50} = 55 mg·L^{-1}	(31-97 mg·L^{-1}) 22°C	Folmar et al., 1979[2]
Midge larvae (*Chironomus plumosus*)	Roundup®	48 h	U, S	EC_{50} = 18 mg·L^{-1}	(94-32 mg·L^{-1}) 22°C	
Grass Shrimp (*Paleomonetes* sp.)	Glyphosate, Technical	96 h	NR	LC_{50} = 281 mg·L^{-1} NOEL at 210 mg·L^{-1}	(207-391 mg·L^{-1})	Monsanto Company, 1982a, and U.S. Department of Agriculture, 1981
Fiddler crab (*Crustacea*)	Glyphosate, Technical	96 h	NR	LC_{50} = 934 mg·L^{-1} NOEL at 650 mg·L^{-1}	(555-1570 mg·L^{-1})	
Cladoceran (*Daphnia* sp.)	Roundup®	48 h	NR	LC_{50} = 192 mg·L^{-1}	(181-205 mg·L^{-1})	U.S. Department of Agriculture, 1981
Cladoceran (*Daphnia* sp.)	Roundup®	48 h	NR	LC_{50} = 5.3 mg·L^{-1}		Monsanto Company, 1982b
Cladoceran (*Daphnia magna*)	Roundup®	48 h	U, S	EC_{50} = 3.0 mg·L^{-1}	(2.6-3.4 mg·L^{-1}) 22°C	Folmar et al., 1979
Amphipod (*Gammarus pseudolimnaeus*)	Roundup®	48 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 62 mg·L^{-1} LC_{50} = 43 mg·L^{-1}	(40-98 mg·L^{-1}) 12°C (28-66 mg·L^{-1}) 12°C	Folmar et al., 1979
Crayfish (*Crustacea*)	Roundup®	96 h	NR	LC_{50} = >1000 mg·L^{-1}		Monsanto Company, 1982b
Cladoceran (*Daphnia pulex*)	Roundup®	96 h	M, S	EC_{50} = 25.5 mg·L^{-1}	21°C	Servizi et al., 1987

[1] Values in parentheses are the 95% confidence limits.
[2] Some of the toxicity data reported by Folmar et al. (1979) were also reported by Johnson and Finley (1980).
[3] pH of dechlorinated Vancouver city water (used for this bioassay) not measured during bioassay, but estimated from tests in which Roundup® was found to reduce test water pH.

Hard = water hardness in mg·L^{-1} as $CaCO_3$
Cond = water conductivity
IPA = isopropylamine
PE = pulsed exposure; 2-h exposure and survival measured over subsequent 94 h
U = concentrations in test solutions not measured or not stated as being measured
M = concentrations in test solutions measured
S = static test
F = flow-through test
NR = not reported; generally these tests can be assumed to be U, S

Table A-1. Continued

Organism	Chemical or Formulation	Exposure Time	Test Conditions	Effects	Comments[1]	Reference
Harpacticoid copepod (Nitocra spinipes)	Roundup^R	96 h	U, S	LC_{50} = 22 mg·L^{-1}	(17-29 mg·L^{-1}) 21.1°C	Linden et al., 1979
Cladoceran (Daphnia sp.)	Glyphosate, Technical	48 h	NR	LC_{50} = 780 mg·L^{-1}		Monsanto Company, 1982a
Atlantic oysters (Mollusca) (Larvae)	Glyphosate, Technical	48 h	NR	NOEL at 10 mg·L^{-1}	No effect on embryonic development of larvae	Monsanto Company, 1982a, and U.S. Department of Agriculture, 1981
VERTEBRATES						
Rainbow trout (Salmo gairdneri) (alevin/juvenile)	Roundup^R	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 8.3 mg·L^{-1} LC_{50} = 8.3 mg·L^{-1}	(7.0-9.9 mg·L^{-1}) 12°C (7.0-9.9 mg·L^{-1}) 12°C	Folmar et al., 1979
(fingerling)	Roundup^R	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 2.2 mg·L^{-1} LC_{50} = 1.3 mg·L^{-1}		
(swim-up fry)	Roundup^R	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 2.4 mg·L^{-1} LC_{50} = 2.4 mg·L^{-1}		
(yolk sac fry)	Roundup^R	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 11 mg·L^{-1} LC_{50} = 3.4 mg·L^{-1}		
(eyed egg)	Roundup^R	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 46 mg·L^{-1} LC_{50} = 16 mg·L^{-1}		
Fathead minnow (Pimephales promelas)	Roundup^R	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 2.4 mg·L^{-1} LC_{50} = 2.3 mg·L^{-1}	(2.0-2.9 mg·L^{-1}) 22°C (1.9-2.8 mg·L^{-1}) 22°C	
Channel catfish (Ictalurus punctatus) (juvenile)	Roundup^R	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 13 mg·L^{-1} LC_{50} = 13 mg·L^{-1}	(11-16 mg·L^{-1}) 22°C (11-16 mg·L^{-1}) 22°C	
(swim-up fry)	Roundup^R	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 3.7 mg·L^{-1} LC_{50} = 3.3 mg·L^{-1}		
(yolk sac fry)	Roundup^R	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 4.3 mg·L^{-1} LC_{50} = 4.3 mg·L^{-1}		
(eyed egg)	Roundup^R	24 h	U, S	LC_{50} = 43 mg·L^{-1}		

Table A-1. Continued

Organism	Chemical or Formulation	Exposure Time	Test Conditions	Effects	Comments[1]	Reference
Bluegill (*Lepomis macrochirus*)	Roundup^R	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 6.4 mg·L^{-1} LC_{50} = 5.0 mg·L^{-1}	(4.8-8.6 mg·L^{-1}) 22°C (3.8-6.6 mg·L^{-1}) 22°C	
Bluegill (*Lepomis macrochirus*)	Roundup^R	96 h	NR	LC_{50} = 14 mg·L^{-1}		Monsanto Company, 1982b
Carp (*Cyprinus carpio*)	Roundup^R	96 h	NR	LC_{50} = 3.9 mg·L^{-1}		
Rainbow trout (*Salmo gairdneri*)	Roundup^R	96 h	NR	LC_{50} = 11 mg·L^{-1}		
Channel catfish (*Ictalurus punctatus*)	Roundup^R	96 h	NR	LC_{50} = 16 mg·L^{-1}		
Fathead minnow (*Pimephales promelas*)	Roundup^R	96 h	NR	LC_{50} = 9.4 mg·L^{-1}		
Rainbow trout (*Salmo gairdneri*)	Roundup^R	96 h	NR	LC_{50} = 48 mg·L^{-1}		U.S. Department of Agriculture, 1981
Bluegill (*Lepomis macrochirus*)	Roundup^R	96 h	NR	LC_{50} = 24 mg·L^{-1}		
Rainbow trout (*Salmo gairdneri*)	Roundup^R	96 h	U, S U, S	LC_{50} = 54.8 mg LC_{50} = 52.0 mg·L^{-1}	12°C (Field test) 11°C	Hildebrand et al., 1982
Rainbow trout (*Salmo gairdneri*)	Glyphosate	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 140 mg·L^{-1} LC_{50} = 140 mg·L^{-1}	(120-170 mg·L^{-1}) 12°C (120-170 mg·L^{-1}) 12°C	Folmar et al., 1979
Fathead minnow (*Pimephales promelas*)	Glyphosate	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 97 mg·L^{-1} LC_{50} = 97 mg·L^{-1}	(79-120 mg·L^{-1}) 22°C (79-120 mg·L^{-1}) 22°C	
Channel catfish (*Ictalurus punctatus*)	Glyphosate	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 130 mg·L^{-1} LC_{50} = 130 mg·L^{-1}	(110-160 mg·L^{-1}) 22°C (110-160 mg·L^{-1}) 22°C	
Bluegill (*Lepomis macrochirus*)	Glyphosate	24 h 96 h	U, S U, S	LC_{50} = 150 mg·L^{-1} LC_{50} = 150 mg·L^{-1}	(120-190 mg·L^{-1}) 22°C (120-190 mg·L^{-1}) 22°C	
Rainbow trout (*Salmo gairdneri*) (fry)	Glyphosate Technical	96 h	NR	LC_{50} = 50 mg·L^{-1}	3 lb. ai/gal.	Folmar, 1976

Table A-1. Continued

Organism	Chemical or Formulation	Exposure Time	Test Conditions	Effects	Comments[1]	Reference
Bleak (Alburnus alburnus)	Glyphosate, Technical	96 h	U, S	LC_{50} = 16 mg·L^{-1}	(15-18 mg·L^{-1}) 22°C	Linden et al., 1979
Rainbow trout (Salmo gairdneri)	Glyphosate Technical	96 h	NR	LC_{50} = 38 mg·L^{-1}		U.S. Department of Agriculture, 1981
Bluegill (Lepomis macrochirus)	Glyphosate, Technical	96 h	NR	LC_{50} = 78 mg·L^{-1}		
Bluegill (Lepomis macrochirus)	Glyphosate, Technical	96 h	NR	LC_{50} = 24 mg·L^{-1}		
Bluegill (Lepomis macrochirus)	Glyphosate, Technical	96 h	NR	LC_{50} = 120 mg·L^{-1}		Monsanto Company, 1982a
Bluegill (Lepomis macrochirus)	Roundup®	96 h	U, S	LC_{50} = 5.6 mg·L^{-1}	(4.2-7.5 mg·L^{-1}) 22°C	Johnson and Finley, 1980
Trout (Species unknown)	Glyphosate, Technical	96 h	NR	LC_{50} = 86 mg·L^{-1}		Monsanto Company, 1982a
Carp (Cyprinus carpio)	Glyphosate, Technical	96 h	NR	LC_{50} = 115 mg·L^{-1}		
Harlequin fish (Rasbora heteromorpha)	Glyphosate, Technical	96 h	NR	LC_{50} = 168 mg·L^{-1}		
Carp (Cyprinus carpio)	Glyphosate, Technical	96 h	NR	LC_{50} = 119 mg·L^{-1} LC_{1} = 96.7 mg·L^{-1} LC_{99} = 146 mg·L^{-1}		U.S. Department of Agriculture, 1981
Carp (Cyprinus carpio)	Glyphosate, Technical	96 h	NR	LC_{50} = 115 mg·L^{-1} LC_{1} = 105 mg·L^{-1} LC_{99} = 125 mg·L^{-1}		
Rainbow trout (Salmo gairdneri) (fry)	Roundup®	96 h	M, S	LC_{50} = 28.0 mg·L^{-1} LC_{50} = 25.5 mg·L^{-1}	pH <6.3, 15°C[3] pH <6.3, 14.5°C[3]	Servizi et al., 1987
Coho salmon (Oncorhynchus kisutch) (fry)	Roundup®	96 h	M, S	LC_{50} = 42.0 mg·L^{-1}	pH <6.3, 15°C[3]	

Table A-1. Continued

Organism	Chemical or Formulation	Exposure Time	Test Conditions	Effects	Comments[1]	Reference
Sockey salmon (Oncorhynchus nerka) (fry)	Roundup^{R}	96 h	M, S	LC_{50} = 28.8 mg·L^{-1}	pH = 7.7, 4.5°C	
(fingerlings)	Roundup^{R}	96 h	M, S	LC_{50} = 26.7 mg·L^{-1} LC_{50} = 27.7 mg·L^{-1}	pH = 7.95, 4.2°C pH = 8.00, 4.2°C	
Rainbow trout (Salmo gairdneri)	Roundup^{R}	96 h	M, S	LC_{50} = 26 mg·L^{-1}	(12-38 mg·L^{-1}), 10-12°C, pH = 6.1, Hard = 4.5 mg·L^{-1}, Cond = 12 µmhos·cm^{-1}	Mitchell et al., 1987b
	Roundup^{R}	96 h	M, S	LC_{50} = 22 mg·L^{-1}	(12-38 mg·L^{-1}), 10-12°C, pH = 7.6, Hard = 85 mg·L^{-1}, Cond = 132 µmhos·cm^{-1}	
	Roundup^{R}	96 h	M, S	LC_{50} = 15 mg·L^{-1}	(12-38 mg·L^{-1}), 10-12°C, ph = 7.7, Hard = 81 mg·L^{-1}, Cond = 132 µmhos·cm^{-1}	
	Glyphosate (IPA salt)	96 h	M, S	LC_{50} = 12 mg·L^{-1}	(5.7-18 mg·L^{-1}), 10-12°C, pH = 6.1, Hard = 4.5 mg·L^{-1}, Cond = 12 µmhos·cm^{-1}	
	Glyphosate (IPA salt)	96 h	M, S	LC_{50} = 11 mg·L^{-1}	(5.7-18 mg·L^{-1}), 10-12°C, pH = 7.6, Hard = 85 mg·L^{-1}, Cond = 132 µmhos·cm^{-1}	
	Glyphosate (IPA salt)	96 h	M, S	LC_{50} = 7.4 mg·L^{-1}	(5.7-10 mg·L^{-1}), 10-12°C, pH = 7.7, Hard = 81 mg·L^{-1}, Cond = 132 µmhos·cm^{-1}	
Chinook salmon (Oncorhynchus tshawytscha)	Roundup^{R}	96 h	M, S	LC_{50} = 20 mg·L^{-1}	(17-27 mg·L^{-1}), 10-12°C, pH = 6.1, Hard = 4.5 mg·L^{-1}, Cond = 12 µmhos·cm^{-1}	
	Glyphosate (IPA salt)	96 h	M, S	LC_{50} = 9.6 mg·L^{-1}	(7.9-13 mg·L^{-1}), 10-12°C, pH = 6.1, Hard = 4.5 mg·L^{-1}, Cond = 12 µmhos·cm^{-1}	

Environnement Canada
Environment Canada

Recommandations sur la qualité de l'eau pour le glyphosate au Canada

D.M. Trotter*, M.P. Wong et R.A. Kent

*Monenco Consulting Ltd.
Calgary (Alberta)

ÉTUDE N° 170, SÉRIE SCIENTIFIQUE

**DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA (ONTARIO) 1990**

(Available in English on request)

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1990
N° de cat. En 36-502/170F
ISBN 0-662-96273-7

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
SOURCES, PRÉSENCE DANS LE MILIEU ET PROPRIÉTÉS	1
Utilisation et production	1
Propriétés physiques et chimiques	2
Glyphosate dans le milieu	2
Concentrations dans l'eau et dans les sédiments	3
Persistance et dégradation	6
ANALYSE	9
Sources d'approvisionnement en eau potable	9
Recommandation	9
Organismes aquatiques d'eau douce	9
Concentrations dans le milieu aquatique	9
Toxicité pour les organismes aquatiques	9
Accumulation et élimination du glyphosate par les organismes aquatiques	14
Recommandation	14
Utilisation de l'eau en agriculture	15
Abreuvement du bétail	15
Recommandation	15
Irrigation	16
Recommandation	17
Qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique	17
Recommandation	17
Eau utilisée à des fins industrielles	17
Recommandation	17
SOMMAIRE	17
REMERCIEMENTS	18
RÉFÉRENCES	18
ANNEXE A Sommaire des données sur la toxicité du glyphosate et du Roundup^{R} pour les organismes aquatiques	25

Tableaux

Page

1. Caractéristiques physiques et chimiques du glyphosate..... 2
2. Toxicité du glyphosate, du Roundup^{R} et du surfactant de marque déposée (utilisé dans le Roundup^{R}) pour quatre espèces aquatiques..... 10
3. Recommandations relatives au glyphosate en ce qui concerne la qualité des eaux..... 17

Illustrations

Figure 1. Structure de la formule du glyphosate..... 1

Résumé

On a examiné la documentation relative aux utilisations, au devenir et aux effets du glyphosate sur l'eau naturelle utilisée comme eau potable non traitée, sur la vie aquatique en eau douce, sur l'utilisation de l'eau pour l'agriculture, sur la qualité de l'eau pour les loisirs et l'esthétique, ainsi que sur les approvisionnements en eau pour l'industrie. Ces renseignements sont résumés dans cette publication. À partir de cette étude, des lignes directrices sur la qualité de l'eau sont recommandées pour la protection d'utilisations particulières de l'eau.

Abstract

A literature review was conducted on the uses, fate, and effects of glyphosate on raw water for drinking water supply, freshwater aquatic life, agricultural water uses, recreational water quality and aesthetics, and industrial water supplies. The information is summarized in this publication. From it, water quality guidelines for the protection of specific water uses are recommended.

Recommendations sur la qualité de l'eau pour le glyphosate au Canada

D.M. Trotter, M.P. Wong et R.A. Kent

SOURCES, PRÉSENCE DANS LE MILIEU ET PROPRIÉTÉS

Utilisation et production

Le glyphosate [appellation courante de la N-(phosphonométhyl)glycine (UICPA)] est un solide cristallin incolore. Il se caractérise par la formule empirique $C_3H_8NO_5P$ et par une masse moléculaire de 169.1. La structure de la formule du glyphosate est représentée à la figure 1. Ce

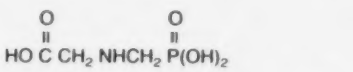

Figure 1. Structure de la formule du glyphosate.

composé est enregistré sous le numéro 1071-83-6 au Chemical Abstract Service (CAS). Dans les herbicides hydrosolubles Roundup^R, Vision^R, Clear-it^R et Sidekick^R, la matière active est le sel isopropylaminé du glyphosate (numéro 38641-94-0 du CAS). Les produits Roundup^R et Vision^R renferment l'équivalent de 356 g·L^{-1} en glyphosate (480 g·L^{-1} en sel isopropylaminé) (Worthing et Walker, 1983; Weed Science Society of America, 1983; Monsanto Company, 1987a). Les produits domestiques Clear-it^R et Sidekick^R existent en trois concentrations : 9.4, 51.2 et 193 g·L^{-1} en sel isopropylaminé, c'est-à-dire 7, 38 et 143 g·L^{-1} en glyphosate sous forme d'acide carboxylique, respectivement. Les différentes concentrations sont indiquées par les chiffres accompagnant le nom de marque (Clear-it^R-1, -2, -3; Sidekick^R-1, -2, -3). Dans le cas de l'herbicide Rustler^R, le sel isopropylaminé du glyphosate (144 g·L^{-1}) est combiné à 227 g·L^{-1} en sel isopropylaminé du 2,4-D (Monsanto Company, 1987b; 1987c).

Introduit en 1971, le glyphosate est homologué au Canada depuis 1976. Il s'agit d'un herbicide non sélectif, agissant en postémergence, que l'on applique au feuillage des plantes cibles. Son mode d'action en tant qu'herbicide n'a pas été complètement élucidé, mais on sait qu'il inhibe la synthèse des acides aminés essentiels et qu'il favorise la destruction des pigments photosynthétiques présents dans le feuillage (Jaworski, 1972; Amrhein, Schab et coll., 1980; Amrhein, Deus et coll., 1980; Steinrucken et Amrhein, 1980). Au Canada, on a homologué le produit commercial Roundup^R pour la destruction des mauvaises herbes dans des cultures spécifiques (orge, maïs, avoine, pomme de terre, soya, betterave à sucre et blé) et dans des zones industrielles et non agricoles (droits de passage, sites industriels, bord de routes, régénération des pâturages et parcs). On recommande des taux d'application de 1.08 à 1.68 kg ma·ha^{-1} pour la destruction des mauvaises herbes annuelles (ma = matière active), de 1.20 à 5.76 kg ma·ha^{-1} pour la destruction des mauvaises herbes vivaces et de 1.44 à 2.88 kg ma·ha^{-1} pour la destruction des broussailles et des arbres (Monsanto Company, 1982b). Depuis 1987, Vision^R a remplacé Roundup^R pour ce qui est des applications en forêt. Au Canada, on a homologué le produit Vision^R pour la destruction des mauvaises herbes herbacées, des broussailles et des arbres indésirables en sylviculture. Les doses recommandées sont de 1.07 à 2.14 kg ma·ha^{-1}. Par ailleurs, on a homologué Clear-it^R et Sidekick^R pour les applications domestiques.

On ne dispose d'aucune donnée sur les importations (Statistique Canada, 1986), probablement parce qu'à l'époque, le Roundup^R étant

le seul produit homologué renfermant du glyphosate, on avait refusé de communiquer de telles données pour protéger les intérêts du fabricant. D'après le sondage effectué à l'échelle nationale en 1986 auprès des fabricants de produits homologués, le glyphosate, en tant que matière active, se classe parmi les dix herbicides les plus vendus au Canada (Environnement Canada/Agriculture Canada, 1987). D'après une enquête datant de 1982, une certaine quantité, non précisée, de glyphosate a été vendue à des agriculteurs du Québec (Environnement Canada/ministère de l'Environnement du Québec, 1984). En Ontario, l'utilisation de glyphosate pour les cultures de plein champ et pour la production de forêts et de légumes est passée de 76 350 kg en 1983 (McGee, 1984) à 158 680 kg en 1988 (Moxley, 1989). Au Nouveau-Brunswick, l'épandage par voie aérienne avec permis était de 53 848 kg de matière active en 1985, 45 954 kg en 1986, 59 083 kg en 1987 et 36 505 kg en 1988 (Shanks, 1985, 1986, 1987; W. Sexsmith, 1990, comm. pers.). Par ailleurs, on signale que seulement 11 L de la préparation de Roundup^{R} ont été vendus au Yukon en 1986 (White, 1986). De nos jours, le glyphosate est l'herbicide le plus utilisé dans la gestion des forêts, atteignant 81 % de toute l'utilisation forestière à l'échelle nationale (Campbell, 1990). D'après une étude menée en 1988 à l'échelle nationale sur l'utilisation forestière de l'herbicide, l'Ontario vient en tête de liste dans l'utilisation du glyphosate, soit 60 773 ha traités, suivi par le Nouveau-Brunswick (40 025 ha), la Colombie-Britannique (33 085 ha), le Québec (29 759 ha), la Nouvelle-Écosse (10 925 ha), et Terre-Neuve (1010 ha) (Campbell, 1990).

Les préparations de glyphosate peuvent contenir du N-nitrosoglyphosate, un microcontaminant. Ce composé peut se former lorsqu'on traite un sol avec de grandes quantités de nitrate de sodium et de glyphosate, mais il ne devrait pas apparaître lorsque les méthodes normales d'application sont respectées (Khan et Young, 1977; Young et Khan, 1978; Khan et Marriage, 1979; Khan, 1981). De plus, le N-nitrosoglyphosate n'est pas considéré comme une substance persistante ni comme une substance cancérogène (Corcoran et coll., 1984).

Propriétés physiques et chimiques

Les propriétés physiques et chimiques du glyphosate sont indiquées dans le tableau 1. Ajoutons qu'une valeur du K_{ow} de 5.6×10^{-4} a été calculée par Hunter et coll. (1984). Le glyphosate présente un pouvoir complexant élevé à l'égard des ions métalliques bivalents. En étudiant les effets de ce composé sur les processus biochimiques intervenant chez les végétaux, on a en effet

Tableau 1. Caractéristiques physiques et chimiques du glyphosate

État physique	cristal solide, inodore (1)
Couleur	blanc (1)
Masse moléculaire	169.1 (1) (2)
Masse volumique	0.5 g/cm³ (1) (2)
Point de fusion	200 °C (se décompose) (2)
Point d'ébullition	non déterminé (1)
Pression de vapeur	1.94×10^{-7} mm Hg à 45 °C (3)
Solubilité dans l'eau	12 $g \cdot L^{-1}$ à 25 °C (1) (2)
Solubilité dans les solvants organiques	insolubles (1)
Coefficient de partage dans un mélange octanol/eau	0.0017 à 20 $mg \cdot L^{-1}$ 0.0006 à 100 $mg \cdot L^{-1}$
Incompatibilités	Corrosif pour le fer et l'acier galvanisé (2)

Sources : (1) Weed Science Society of America, 1983.
(2) Worthing et Walker, 1983.
(3) Monsanto Company, 1982a.
(4) Corcoran et coll., 1984.

constaté que cette propriété contribuait à inactiver le glyphosate dans les sols et qu'elle se traduisait peut-être par des effets sur les métaux bivalents fixés à des enzymes (Buhler et Burnside, 1983; Glass, 1984).

Glyphosate dans le milieu

Le glyphosate peut être introduit dans le milieu aquatique lors d'un déversement accidentel ou lors du rejet de déchets pendant sa production, son emballage, son entreposage ou son utilisation. Si les instructions données sur l'étiquette au sujet des doses à utiliser en agriculture ou en sylviculture sont respectées, il est peu probable que le milieu aquatique soit contaminé (Brønstad et Friestad, 1985). Le glyphosate risque toutefois de contaminer les eaux superficielles ou souterraines s'il est utilisé directement à proximité de plans d'eau ou s'il peut atteindre ces eaux par ruissellement ou par lixiviation (Tooby, 1985). En effet, on a constaté la présence de résidus de glyphosate dans des eaux exposées à un épandage direct par voie aérienne lors d'opérations de foresterie (Newton et coll., 1984; Feng et coll., 1986b; Wan, 1986); dans des eaux de ruissellement (Edwards et coll., 1980) et dans des décharges de canaux d'irrigation (Comes et coll., 1976; Bowmer, 1982a). Il existe en plus la possibilité que le milieu aquatique soit contaminé par la dérive du nuage pulvérisé produit lors de traitements, en agriculture ou en sylviculture (Yates et coll., 1978; Feng et coll., 1986a, 1986b; Beck, 1987). Malgré ces risques de contamination qui menacent le milieu aquatique, il n'existe aux États-Unis aucune mesure visant à limiter la présence du glyphosate dans les eaux utilisées pour l'irrigation, pour des activités récréatives ou destinées à un usage domestique (Reinert et Rodgers, 1987).

Concentrations dans l'eau et dans les sédiments

La présence de résidus de glyphosate dans les échantillons environnementaux est un sujet sur lequel on dispose de peu d'information comparativement à celle de nombreux autres herbicides. Cette lacune a été attribuée au fait qu'il n'existe aucune méthode quantitative permettant d'effectuer le dosage de routine du glyphosate (Corcoran et coll., 1984).

À la suite de traitements aériens (à raison de 3.3 $kg \cdot ha^{-1}$) appliqués à des broussailles en Oregon, les concentrations de glyphosate dans l'eau et dans les sédiments de cours d'eau ont respectivement atteint un maximum de 0.27 $mg \cdot L^{-1}$ (2 h après le traitement) et de 0.05 $mg \cdot kg^{-1}$ (10 à 20 jours après le traitement). En 2 h après le traitement, les concentrations de glyphosate dans l'eau tombaient rapidement. Dans les sédiments, le glyphosate est resté décelable pendant les 55 jours de l'étude. Des traces (0.01 et 0.05 $mg \cdot L^{-1}$) d'acide aminométhylphosphonique (AAMP), métabolite inactif du glyphosate, ont été décelées dans seulement 2 des 41 échantillons d'eau analysés. Par contre, ce métabolite était présent (concentrations non spécifiées) dans un grand nombre des échantillons de sédiments (Newton et coll., 1984).

On a également surveillé la concentration des résidus de glyphosate dans l'eau et dans les sédiments de cours d'eau à la suite d'opérations expérimentales de traitement des forêts par pulvérisation effectué en Colombie-Britannique. À la suite d'un traitement aérien (à raison de 3.0 $kg \cdot ha^{-1}$) appliqué au-dessus d'un cours d'eau non protégé, on a déterminé que la concentration de glyphosate atteignait des maxima de 0.023 $mg \cdot L^{-1}$ et de 0.100 $mg \cdot L^{-1}$, respectivement, 2 à 3 h après la pulvérisation et après le premier orage. Dans l'eau, la concentration d'AAMP se maintenait au-dessous du seuil de détection (5 $\mu g \cdot L^{-1}$). Dans les sédiments du cours d'eau, on n'a décelé des résidus de glyphosate et d'AAMP qu'après des orages, ce qui signifie que l'herbicide s'était déposé après avoir été adsorbé sur des particules de sol qui avaient été entraînées par les eaux de ruissellement. Dans les sédiments, la concentration de glyphosate a atteint un maximum de 0.400 $mg \cdot kg^{-1}$ pour des périodes de 21 jours et 90 jours après le traitement. Ces concentrations sont tombées à 0.04 $mg \cdot kg^{-1}$ à la fin de l'étude qui s'étalait sur 574 jours. On a mesuré une concentration maximale d'AAMP de 0.400 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les sédiments à 90 jours après l'épandage du glyphosate; cette concentration est tombée à 0.090 $mg \cdot kg^{-1}$ à la fin de l'étude (Wan, 1986).

On a surveillé la concentration de glyphosate dans l'eau après un traitement au Rodéo^{R} (herbicide

aquatique homologué aux États-Unis et qui renferme 53.5 % de glyphosate) effectué à raison de 6.7 $kg \cdot ha^{-1}$ pour contrôler la jacinthe d'eau dans des parcelles expérimentales situées en Californie. La concentration maximale de glyphosate, 60 $\mu g \cdot L^{-1}$, a été décelée 4 h après le traitement, à un endroit situé à 6 m de la zone cible (Corcoran et coll., 1984). On a également mesuré la concentration des résidus de glyphosate après un traitement aérien direct, à raison de 0.75 $kg \cdot ha^{-1}$ au-dessus d'un lac. Immédiatement après la pulvérisation, la concentration maximale des résidus dans les eaux superficielles ne dépassait pas 0.70 $mg \cdot L^{-1}$; 1 h après le traitement, les résidus n'étaient plus décelables (seuil de détection non précisé) (Lund-Høie, 1985).

On n'a pas décelé de glyphosate ni d'AAMP dans les eaux s'écoulant pour la première fois dans des canaux d'irrigation traités au glyphosate 158 ou 172 jours auparavant à raison de 5.6 $kg \cdot ha^{-1}$. Le seuil de détection de la méthode d'analyse utilisée dans ce cas était de 2.5 $\mu g.L^{-1}$. Les échantillons de sol prélevés un jour avant le remplissage des canaux renfermaient du glyphosate (350 $\mu g \cdot kg^{-1}$) et de l'AAMP (780 $\mu g \cdot kg^{-1}$) (Comes et coll., 1976).

On a enregistré une concentration maximale de glyphosate de 5153 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les eaux de ruissellement provenant d'un bassin hydrographique où l'on avait épandu du glyphosate un jour auparavant, à raison de 8.96 $kg \cdot ha^{-1}$. Cette concentration est tombée à 4 $\mu g \cdot L^{-1}$, 122 jours après le traitement. Lorsque la dose était de 1.12 à 3.36 $kg \cdot ha^{-1}$, la concentration maximale décelée dans les eaux de ruissellement s'élevait à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$; cette concentration tombait à <2 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les 2 mois suivant le traitement (Edwards et coll., 1980).

On a surveillé les concentrations de glyphosate et d'AAMP dans des eaux superficielles situées à l'intérieur ou à côté de secteurs boisés du Manitoba, exposées à un traitement aérien au Roundup^R (Beck, 1987). Les concentrations suivantes de glyphosate ont été relevées dans un petit plan d'eau (emprunt) : 1088, 149 et 55 $\mu g \cdot L^{-1}$ 1.5 h, 2 jours et 5 jours, respectivement, après le traitement au glyphosate (1.08 $kg \cdot ha^{-1}$). Le glyphosate n'était plus décelable après 30 jours (seuil de détection de 2.2 $\mu g \cdot L^{-1}$). Lorsque le glyphosate était appliqué à raison de 1.44 $kg \cdot ha^{-1}$, il produisait un résidu dont la concentration s'élevait à 11.3 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans un petit emprunt situé à environ 10 m de la limite de la zone traitée. Ce résidu apparaissait 2 jours après le traitement. Dans un autre secteur, après un traitement à raison de 1.8 $kg \cdot ha^{-1}$, on a décelé des concentrations résiduelles de 18.8, 33.0 et 32.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ en 1.5 h, 2 jours et 5 jours, respectivement, dans un petit emprunt situé à 45 m de la zone traitée.

Après le traitement, ces eaux ne renfermaient pas nécessairement d'AAMP. Toutefois, la présence simultanée de résidus d'AAMP et de résidus de glyphosate révèle qu'à certains endroits, le glyphosate a subi une biodégradation. La concentration d'AAMP la plus élevée (44.7 $\mu g \cdot L^{-1}$) correspondait à une concentration de glyphosate de 32.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ et résultait de la dérive du nuage pulvérisé à partir d'un site traité à raison de 1.8 $kg \cdot ha^{-1}$ (Beck, 1987).

À la suite de la pulvérisation de Roundup^R, à raison de 2.0 kg ma$\cdot ha^{-1}$, par voie aérienne, à 20 m au-dessus d'un cours d'eau situé dans une forêt de Nouvelle-Écosse, on a mesuré une concentration maximale de glyphosate de 39.0 $\mu g \cdot L^{-1}$ 30 h après le traitement (Environnement Canada, 1987). Avant le traitement, on avait mesuré une concentration de glyphosate de 0.33 $\mu g \cdot L^{-1}$, mais l'information relative au programme d'analyse donnée dans le rapport de l'étude ne permet pas de déterminer la validité de cette valeur. C'est aussi 30 h après le traitement que l'on a mesuré la concentration maximale d'AAMP (0.55 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans le cours d'eau. Les concentrations de glyphosate et d'AAMP ont beaucoup varié dans les 30 h suivant le traitement. Il n'y a pas eu de précipitation pendant cette période et aucune explication n'a été fournie au sujet de la variabilité observée.

Payne et coll. (1987) ont calculé les concentrations de glyphosate que l'on peut s'attendre à mesurer dans la couche d'eau de 0.5 m à la surface de plans d'eau statique sous le vent de sites traités au Roundup^R, à raison de 2.1 kg ma$\cdot ha^{-1}$, dans un bloc de forêt situé dans le bassin de la rivière Skeena (Colombie-Britannique). Ils ont simulé le dépôt du glyphosate sur la surface

d'un plan d'eau en tendant des bâches en polyéthylène (0.3 X 1 m) sur des secteurs déboisés situés à 25, 50 et 75 m sous le vent par rapport au site de 100 ha traité par pulvérisation. Pour les trois essais, on a choisi des conditions correspondant aux pires effets de dérive, la vitesse du vent étant en moyenne de 0.8, 0.9 et 0.6 $m \cdot s^{-1}$ à 22 m au-dessus du niveau du sol. Les concentrations prévues dans la couche d'eau superficielle variaient de plusieurs ordres de grandeur d'un essai à l'autre, mais elles s'élevaient en moyenne à 114, 15 et 6.4 $\mu g \cdot L^{-1}$ à 25, 50 et 75 m sous le vent, respectivement.

Dans le cadre de travaux analogues effectués dans le bassin du ruisseau Carnation, sur l'île de Vancouver, des plaques en papier aluminium mesurant 20 X 20 cm ont été utilisées pour mesurer le dépôt de glyphosate résultant de la pulvérisation aérienne de Roundup^{R}, ce dernier étant épandu au moyen d'une rampe Microfoil^{R}, conçue spécialement pour retarder la dérive des pesticides appliqués par voie aérienne. En pulvérisant du glyphosate (Roundup^{R}, concentration de 363 $g \cdot L^{-1}$) par voie aérienne, à raison de 2.118 $kg \cdot ha^{-1}$, à partir d'une hauteur d'environ 18 m, on a montré que la concentration résiduelle n'était que de 1 % de la concentration initiale du produit pulvérisé à une distance variant de 2 à 3 m du bord de la zone traitée. Le dépôt dans les plans d'eau situés à 7 à 8 m de la zone d'épandage peut atteindre 0.1 % de celui d'un traitement typique (équivalent à 0.002 $kg \cdot ha^{-1}$) (Feng et coll., 1986a).

Des études plus approfondies portant sur la présence du glyphosate et de l'AAMP dans les eaux superficielles du bassin du ruisseau Carnation comportaient le traitement direct, par pulvérisation, de deux affluents du ruisseau Carnation (désignés par les chiffres 750 et 1600). On avait également traité d'autres secteurs boisés du bassin, mais en cherchant à conserver une zone tampon de 10 m entre le secteur traité et le ruisseau Carnation et ses affluents; 2 h après la pulvérisation directe de Roundup^{R} par voie aérienne, à raison de 2.0 à 2.1 $kg \cdot ha^{-1}$ (environ 252 $L \cdot ha^{-1}$), on a mesuré des concentrations de glyphosate >160 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans le tributaire 1600. Cette concentration est rapidement tombée à 54.4 et à 36.5 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectivement, 6.4 h et 15.4 h après la pulvérisation. Les concentrations d'AAMP ont atteint un maximum de 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ après 2 h, puis elles sont tombées à 1.3 et 0.84 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectivement, 6.4 h et 15.4 h après la pulvérisation. La baisse de la concentration de glyphosate observée était comparable, en ampleur et en rapidité, à celle qui est signalée dans d'autres études (Feng et coll., 1986b).

On a noté des différences entre la concentration de glyphosate dans les affluents recevant directement le produit pulvérisé. L'étendue d'eau et la présence de végétation riveraine surplombante pouvant intercepter le glyphosate semble être à l'origine de ces différences. Ces facteurs expliqueraient aussi pourquoi la concentration maximale mesurée dans le tributaire 750 n'était que de 1.5 $\mu g \cdot L^{-1}$. Cette concentration tombait sous la limite de quantification (0.5 $\mu g \cdot L^{-1}$) en l'espace de 6 h. Dans cet affluent, on n'a pas décelé d'AAMP (c.-à-d. <0.05 $mg \cdot L^{-1}$), 96 h après la pulvérisation (Feng et coll., 1986b).

Dans l'affluent 1450, qui était protégé de la pulvérisation directe par une zone tampon de 10 m, on a mesuré une concentration de 0.75 $\mu g \cdot L^{-1}$, résultant de la dérive du nuage pulvérisé, 1 h après le traitement. Cette concentration tombait au-dessous de la limite de détection (0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$), 2 h à 7.5 h après la pulvérisation. Un deuxième maximum de concentration de 2.47 $\mu g \cdot L^{-1}$ a été mesuré 10 h après l'épandage; cette concentration est ensuite tombée à moins de 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$, 16 h après l'épandage. On a attribué ce retard au fait que l'eau s'écoulait plus lentement sous la surface de l'affluent entre le secteur traité et le point de prélèvement (Feng et coll., 1986b).

La première averse de pluie est tombée 21 h à 24 h après l'épandage. L'averse de 39 mm de pluie a fait passer la concentration de glyphosate de 0.5 à 144 $\mu g \cdot L^{-1}$ 27 h après l'épandage, dans l'affluent 750. Cependant, 96 h après l'épandage, cette concentration était tombée à moins de 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$. La concentration d'AAMP a atteint un maximum de 3.6 $\mu g \cdot L^{-1}$, 27 h après l'épandage, pour ensuite tomber sous le seuil de détection (0.05 $\mu g \cdot L^{-1}$), 37 h après l'épandage). On a pensé que ces valeurs élevées étaient dues au fait que le glyphosate déposé sur la végétation bordant l'affluent avait été entraîné dans l'eau. Dans

l'autre affluent (1600), qui était directement exposé au traitement, la concentration de glyphosate a atteint 109 $\mu g \cdot L^{-1}$ pendant la première averse de pluie, puis elle a baissé ensuite à 1.3 $\mu g \cdot L^{-1}$, 96 h après l'épandage. L'averse de pluie a fait aussi augmenter la concentration d'AAMP qui est passée à 1.8 $\mu g \cdot L^{-1}$ avant de diminuer, 49 h après l'épandage, à <0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$. Dans l'affluent 1450, qui était protégé du nuage pulvérisé par une zone tampon de 10 m, la concentration de glyphosate n'a pas beaucoup augmenté. Elle est passée à 0.64 $\mu g \cdot L^{-1}$ pendant la première demi-heure de l'averse. On n'a pas décelé de glyphosate dans cet affluent, 47 h après l'épandage (sa concentration était donc <0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Feng et coll., 1986b).

Les résidus présents dans l'eau des affluents proviennent surtout de l'application directe de glyphosate et de la dérive du nuage pulvérisé. Cependant, l'analyse d'échantillons prélevés dans le ruisseau Carnation lui-même, en aval des secteurs traités, a montré qu'après la première averse de pluie, la concentration de glyphosate était deux fois plus élevée que lors de la pulvérisation initiale (soit 1.4 $\mu g \cdot L^{-1}$). Ce phénomène a été attribué à l'apport dû à des cours d'eau éphémères qui drainaient les blocs de forêts exposés directement à la pulvérisation (Feng et coll., 1986b).

On a contrôlé continuellement la concentration de glyphosate dans le secteur faisant l'objet de l'étude pendant huit orages importants. Ce contrôle a permis de constater que le glyphosate n'était présent dans les eaux superficielles que pendant le premier orage, 23 jours après la pulvérisation. Les concentrations mesurées, 0.52 et 0.53 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement dans les affluents 750 et 1600, s'élevaient à <0.5 % de celles qui avaient été mesurées dans les eaux de ruissellement après la première averse de pluie. Dans le secteur étudié, 23 jours après la pulvérisation, la concentration des résidus de glyphosate dans les eaux superficielles se situait entre la limite de quantification et le seuil de détection (entre 0.1 et 0.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement). Pendant cette surveillance continue, on n'a trouvé que des traces d'AAMP (0.05 à 0.2 $\mu g \cdot L^{-1}$). La persistance du glyphosate dans ce bassin hydrographique s'est révélée analogue à celle qui avait été signalée dans d'autres rapports. Toutefois, les concentrations mentionnées étaient inférieures à celles qui ont été mesurées dans des bassins hydrographiques utilisés à des fins agricoles (Feng et coll., 1986b).

Persistance et dégradation

Il existe peu de publications traitant de la persistance du glyphosate dans les eaux superficielles. Après avoir fait le point sur l'information dont on dispose au sujet du comportement du glyphosate dans le milieu aquatique, Brønstad et Friestad (1985) ont conclu qu'il fallait mieux comprendre les divers processus intervenant dans la dissipation du glyphosate. Ils en sont venus à cette conclusion après avoir constaté que les données comparatives publiées n'étaient pas accompagnées de descriptions complètes des conditions expérimentales. À partir des données existantes, on propose deux importants mécanismes probables de dissipation du glyphosate dans l'eau. Il s'agit 1) de sa dégradation microbienne en AAMP et en CO_2 et 2) de son adsorption sur des sédiments, suivie de la dégradation microbienne des résidus fixés dans des conditions anaérobies (Tooby, 1985).

Rueppel et coll. (1977) ont décrit la dégradation du glyphosate dans de l'eau renfermant une microflore abondante, dans des conditions aérobies et dans des conditions anaérobies. Le principal métabolite obtenu était l'AAMP. D'autres métabolites ont été caractérisés, mais ils représentaient moins de 1 % de la quantité totale de glyphosate marqué au ^{14}C ajoutée au départ. Le glyphosate ne se dégrade pas dans l'eau stérilisée. On s'attendait à ce que la dégradation soit plus lente dans l'eau que dans les sols car l'eau renferme une population de microbes moins dense (Ghassemi et coll., 1981). Pour ce qui est de la dégradation du glyphosate dans le sol et dans l'eau, on a pensé que la disponibilité de ce composé pour les microorganismes diminuait lors de la formation de précipités d'aluminium et de fer colloïdaux (Moshier et Penner, 1978). On ne s'attendait pas à ce que les doses recommandées

soient toxiques pour les microbes du sol (Carlisle et Trevors, 1986). D'après des études effectuées en laboratoire, plusieurs espèces de microbes étaient capables de dégrader le glyphosate (Talbot et coll., 1984). Une espèce, Arthrobacter, pouvait utiliser le glyphosate comme unique source de phosphore. Toutefois, l'absorption et la dégradation du glyphosate semblaient être supprimées ou inhibées par les composés orthophosphatés et organophosphorés (Pipke et coll., 1987).

Dans un étang de Floride, on a observé que le glyphosate se dissipait rapidement suivant une cinétique du premier ordre. La demi-vie du glyphosate serait d'environ 12 jours (Sacher, 1978). D'après des études inédites effectuées par Monsanto Company et citées par Ghassemi et coll. (1981), la demi-vie du glyphosate serait de 7 semaines dans l'eau de tourbières de sphaigne (pH 4.23), de 9 semaines dans l'eau de marais de roseaux (pH 6.25) et de 10 semaines dans l'eau d'un étang (pH 7.33). Les conditions expérimentales n'ont toutefois pas été précisées.

Dans une étude détaillée portant sur la dissipation du glyphosate dans quatre étangs du Manitoba et dans six microcosmes extérieurs, on a calculé des demi-vies du premier ordre variant de 1.5 à 3.6 jours (Goldsborough et Beck, n.d.). Les étangs et les microcosmes ont été exposés à des épandages aériens de glyphosate effectués à raison de 0.89 $kg \cdot ha^{-1}$. Ce sont les échantillons d'eaux superficielles prélevés immédiatement après la pulvérisation qui présentaient les concentrations de glyphosate les plus élevées (intervalle : 25 à 141 $\mu g \cdot L^{-1}$). Les concentrations de glyphosate dans les eaux superficielles variaient considérablement d'un étang à l'autre, mais aussi à l'intérieur d'un même étang. Onze jours après le traitement, la concentration moyenne des résidus de glyphosate était tombée à $<3\ \mu g \cdot L^{-1}$. Après 37 jours, on ne décelait de glyphosate (seuil de détection de $0.5\ \mu g \cdot L^{-1}$) dans aucun des échantillons provenant des étangs. Les concentrations d'AAMP dans les échantillons d'eau des étangs ne dépassaient jamais $2.2\ \mu g \cdot L^{-1}$ et elles étaient généralement inférieures ou égales au seuil de détection qui était de $0.5\ \mu g \cdot L^{-1}$.

Deux types de microcosmes ont été utilisés dans l'étude de Goldsborough et Beck (n.d.) : dépressions garnies de plastique creusées dans le sol de la forêt et ne contenant que de l'eau et dépressions analogues contenant à la fois de l'eau et des sédiments. Une demi-heure après l'épandage, la concentration résiduelle moyenne de glyphosate s'élevait à $352 \pm 25\ \mu g \cdot L^{-1}$ dans les microcosmes ne contenant que de l'eau et à $215 \pm 170\ \mu g \cdot L^{-1}$ dans les microcosmes renfermant de l'eau et des sédiments. Des observations subséquentes ont révélé que la concentration de glyphosate augmentait 5 jours après l'épandage dans les microcosmes ne renfermant que de l'eau. Cette augmentation a été attribuée à des apports allochtones. La concentration de glyphosate restait ensuite stable pendant 10 jours pour diminuer légèrement le 30^{e} jour. Par contre, dans les microcosmes renfermant à la fois de l'eau et des sédiments, elle diminuait rapidement durant les 8 jours suivant l'épandage. Cependant, le glyphosate était encore décelable 30 jours après l'épandage (8 à 11 $\mu g \cdot L^{-1}$). On a estimé que la demi-vie du glyphosate dans les microcosmes renfermant à la fois de l'eau et des sédiments était de 5.8 jours.

Les concentrations d'AAMP dans ces microcosmes étaient beaucoup plus faibles que les concentrations de glyphosate correspondantes. Elles ne dépassaient pas 20 $\mu g \cdot L^{-1}$. La dégradation du glyphosate en AAMP dans le microcosme ne renfermant que de l'eau était visiblement faible. Dans les microcosmes ne renfermant que de l'eau, la concentration d'AAMP était en moyenne de 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ initialement, après l'épandage, puis elle augmentait jusqu'à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ pendant les 5 à 8 jours suivants. Les concentrations d'AAMP dans les microcosmes renfermant à la fois de l'eau et des sédiments sont passées de 2 à environ 8 $\mu g \cdot L^{-1}$, 5 jours après l'épandage, pour ensuite diminuer, tout en restant supérieures au seuil de détection jusqu'au 30^{e} jour. En comparant la persistance relative du glyphosate dans les microcosmes ne contenant que de l'eau et dans les microcosmes renfermant à la fois de l'eau et des sédiments, on a constaté que l'adsorption sur les sédiments jouait un rôle important dans l'élimination du glyphosate de la colonne d'eau (Goldsborough et Beck, n.d.).

Dans une étude au cours de laquelle on avait surveillé les concentrations de glyphosate et d'AAMP dans les eaux superficielles après un épandage de glyphosate sur des forêts du Manitoba (Beck, 1987), on a trouvé des demi-vies variant de 8 à 15 h. Toutefois, en raison du faible nombre de données et parce que les échantillons n'avaient pas été analysés en double, on a conclu qu'une demie-vie de moins de 24 h correspondait mieux aux résultats.

Le glyphosate peut se photodégrader dans les eaux naturelles. En irradiant une solution de glyphosate dans de l'eau naturelle stérilisée (1.0 $mg \cdot L^{-1}$) pendant 1 et 14 jours, on a transformé respectivement 18.4 % et 86.7 % du glyphosate en AAMP (Brønstad et Friestad, 1985). La source d'irradiation n'était pas spécifiée, mais on a laissé entendre qu'il s'agissait de lumière naturelle. Par comparaison, le glyphosate est resté stable dans des solutions témoins conservées à l'obscurité. Lund-Høie et Friestad (1986) ont signalé que l'exposition à de la lumière ultra-violette (254 nm) provoquait la photodégradation du glyphosate en solution dans de l'eau désionisée. On signale des demi-vies de 4 jours et de 3 à 4 semaines, respectivement, pour des concentrations de 1.0 et de 2000 $mg \cdot L^{-1}$. En outre, on a constaté que le glyphosate (2.0 et 100 $mg \cdot L^{-1}$) se dégradait dans des eaux désionisées et polluées exposées à la lumière naturelle (Lund-Høie et Friestad, 1986). Les auteurs ont également indiqué que le glyphosate ne se dissipait pas dans l'eau en l'absence de lumière, même si l'activité microbienne (évaluée d'après le dégagement de $^{14}CO_2$ à partir de sucrose marqué au ^{14}C) était intense. Ils n'ont toutefois pas commenté ces résultats ni discuté de la manière dont ces données s'ajustent au mode de dissipation globale du glyphosate dans l'eau. D'après les résultats susmentionnés, la photodécomposition est possible, mais les données, pour la plupart, ne sont pas concluantes. On peut cependant déduire de l'information dont on dispose que la photolyse joue un rôle mineur dans la dégradation du glyphosate dans l'environnement.

Le glyphosate est fortement adsorbé sur les colloïdes du sol et sur les matières en suspension dans la colonne d'eau. Les résidus adsorbés sont extraits de l'eau par sédimentation. On a mesuré une concentration de glyphosate de 11 $mg \cdot L^{-1}$ dans des sédiments de loam argileux exposés 9 semaines auparavant à de l'eau dont la concentration de glyphosate était de 0.1 $mg \cdot L^{-1}$. Cette augmentation de la concentration de glyphosate dans les sédiments corrobore l'information selon laquelle les particules présentent un pouvoir adsorbant élevé à l'égard du glyphosate (Hance, 1976; Hensley et coll., 1978; Lund-Høie et Friestad, 1986; Newton et coll., 1984; Wan, 1986). De plus, elle concorde avec les résultats obtenus par Damanakis (1976) qui montraient que le coefficient d'adsorption du glyphosate (concentration adsorbée/concentration en solution à l'équilibre) augmente au fur et à mesure que le rapport sol/eau diminue. En effet, ce coefficient était de 11.1 dans un récipient contenant 40 g de sol et 80 mL de solution, mais il passait à 55.2 lorsqu'on réduisait à 5 g la quantité de sol ajouté aux 80 mL de solution.

D'après la persistance du glyphosate dans les sols des forêts boréales de l'Ontario, on voit que ce composé se dissipe avec le temps, et qu'il est très peu sujet au lessivage. Il faut environ 24 jours pour que 50 % du glyphosate se dissipent. Dans les sols sableux des forêts boréales, après 78 jours, la concentration résiduelle était inférieure à 10 % de la concentration initiale. Dans les conditions utilisées par Roy et coll. (1987), on n'a observé aucun entraînement vers le bas (pente de 8°) dans le sol après un épandage de Roundup^{R} (renfermant 35.6 % de glyphosate) à raison de 1.789 $kg \cdot ha^{-1}$. De plus, on n'a pas décelé de glyphosate dans les eaux de ruissellement pendant des averses de pluie. Des recherches effectuées par Torstensson et Aamisepp (1977) ainsi que des revues d'autres travaux (Ghassemi et coll., 1982; Torstensson, 1985) portant sur le comportement du glyphosate dans les sols étayent les conclusions tirées au sujet de l'adsorption du glyphosate et de sa dégradation dans le milieu aquatique. Par ailleurs, des recherches portant sur le comportement du glyphosate dans le sol ont montré d'une part qu'il existait une corrélation entre l'intensité de l'adsorption et le pouvoir adsorbant du sol à l'égard du phosphate et d'autre part que

l'adsorption du glyphosate était réversible (Torstensson, 1985). On n'a pas encore déterminé si le glyphosate se comporte de la même façon dans le milieu aquatique.

L'adsorption sur les sédiments suivie de la dégradation microbienne des résidus fixés dans des conditions anaérobies est l'un des mécanismes proposés pour expliquer la dissipation du glyphosate dans l'eau. Or, des recherches pédologiques ont montré que la dégradation microbienne était un processus co-métabolique qui pouvait se dérouler tout aussi bien dans des conditions aérobies que dans des conditions anaérobies (Torstensson, 1985).

ANALYSE

Sources d'approvisionnement en eau potable

Recommandation

La concentration maximale acceptable (CMA) de glyphosate indiquée dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada est de 280 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada, 1989). Cette valeur est basée sur une concentration sans effet observé (CSEO) de 3 $mg \cdot kg^{-1} \cdot jour^{-1}$ déterminée au cours d'une étude de 2 ans portant sur des rats. La masse corporelle de ces animaux diminuait légèrement lorsqu'on leur administrait des doses plus fortes.

L'EPA des É.-U. recommande de limiter à 500 $\mu g \cdot L^{-1}$ la concentration de glyphosate dans l'eau potable. Cette valeur est calculée à partir d'un apport quotidien acceptable (AQA) de 0.10 $mg \cdot kg^{-1} \cdot jour^{-1}$. Cet AQA est basé sur une CSEO de 10 $mg \cdot kg^{-1} \cdot jour^{-1}$ déterminée dans une étude de reproduction portant sur trois générations et à laquelle on a appliqué un facteur de sécurité de 100 (U.S. EPA, 1982a; 1982b).

Organismes aquatiques d'eau douce

Concentrations dans le milieu aquatique

On a mesuré la concentration de résidus de glyphosate chez des truites arc-en-ciel (Salmo gairdneri) en phase de frai exposées pendant 12 h aux concentrations suivantes du sel isopropylaminé du glyphosate dans des cours d'eau artificiels : 0.02, 0.2 et 2.0 $mg \cdot L^{-1}$ (Folmar et coll., 1979). Ni le glyphosate ni son principal métabolite, l'AAMP, n'ont été décelés dans les oeufs ou les filets des poissons exposés au produit de qualité technique. Les oeufs et les filets de truites exposées à une préparation herbicide dont la concentration était de 2.0 $mg \cdot L^{-1}$ présentaient des concentrations respectives de 60 et de 80 $\mu g \cdot kg^{-1}$.

On n'a pas décelé de glyphosate ni d'AAMP chez dix saumons cohos (Oncorhynchus kisutch) de la grosseur du doigt en cage dans un cours d'eau exposé à un épandage aérien à raison de 3.3 $kg \cdot ha^{-1}$ (concentration maximale dans l'eau de 0.27 $mg \cdot L^{-1}$ 2 h après le traitement) (Newton et coll., 1984).

Toxicité pour les organismes aquatiques

Un résumé des données relatives à la toxicité du glyphosate et du Roundup^R est présenté dans l'annexe A. Il faut souligner que la préparation commerciale Roundup^R renferme également un surfactant breveté (MON0818) dont la concentration est d'environ 15 % v/v. D'après les données fournies par Monsanto Company (1987a) la toxicité environnementale du Vision^R est identique à celle du Roundup^R (Monsanto Company, 1982b).

D'après les données de toxicité présentées dans l'annexe A, les valeurs de la CL_{50} de Roundup^R sont généralement inférieures d'un ordre de grandeur (c.-à-d. que ce produit est plus toxique) que les valeurs de CL_{50} aiguës correspondant au glyphosate lui-même. Dans le tableau 2, on présente une comparaison plus intéressante des données de toxicité correspondant au surfactant employé dans le Roundup^R, au glyphosate lui-même et à la préparation commerciale. Ce tableau révèle que la toxicité aiguë du surfactant est analogue à celle de la préparation commerciale. Par contre, la toxicité aiguë du glyphosate est inférieure d'un ordre de grandeur (c.-à-d. moins toxique) à celle du surfactant et à celle de la préparation commerciale.

Des études ont montré qu'en présence d'un pH et d'une température élevés, le glyphosate présentait une toxicité aiguë plus marquée pour la truite

arc-en-ciel (Salmo gairdneri) et pour le crapet arlequin (Lepomis macrochirus) (Folmar et coll., 1979). Bien que l'on considère généralement que l'adsorption du glyphosate sur les particules en suspension dans la colonne d'eau réduit sa biodisponibilité (et sa toxicité) pour les organismes aquatiques, c'est l'inverse qui semble se produire lors des essais effectués avec Daphnia pulex. Les essais de toxicité effectués en laboratoire par Hartman et Martin (1984) ont montré que la présence de matière en suspension sous forme de bentonite (50 $mg \cdot L^{-1}$) fait en réalité augmenter la toxicité de l'herbicide (Roundup^R acheté sur place). Les mécanismes spécifiques qui ont provoqué cette réaction ne sont pas étudiés. On n'a pas pris en considération, toutefois, la présence du surfactant toxique dans la préparation commerciale ni la possibilité que la toxicité combinée du glyphosate et du surfactant ait des effets antagonistes. Si c'était le cas, l'élimination du glyphosate de la solution par adsorption sur la suspension d'argile expliquerait les effets toxiques accrus observés chez l'organisme testé.

Tableau 2. Toxicité du glyphosate, du Roundup^R et du surfactant de marque déposée (utilisé dans le Roundup^R) pour quatre espèces aquatiques[1]

Organisme	Produit chimique ou préparation commerciale	CL_{50}-durée d'exposition
Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri)	Surfactant	CL_{50}-24 h = 2.1 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	CL_{50}-24 h = 140 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	CL_{50}-24 h = 8.3 $mg \cdot L^{-1}$
	Sufactant	CL_{50}-96 h = 2.0 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	CL_{50}-96 h = 86 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	CL_{50}-96 h = 8.3 $mg \cdot L^{-1}$
Tête-de-boule (Pimephales promelas)	Surfactant	CL_{50}-24 h = 1.4 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	CL_{50}-24 h = 97 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	CL_{50}-24 h = 2.4 $mg \cdot L^{-1}$
	Surfactant	CL_{50}-96 h = 1.0 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	CL_{50}-96 h = 97 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	CL_{50}-96 h = 9.4 $mg \cdot L^{-1}$
Barbue de rivière (Ictalurus punctatus)	Surfactant	CL_{50}-24 h = 18 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	CL_{50}-24 h = 130 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	CL_{50}-24 h = 13 $mg \cdot L^{-1}$
	Surfactant	CL_{50}-96 h = 13 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	CL_{50}-96 h = 130 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	CL_{50}-96 h = 16 $mg \cdot L^{-1}$
Crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	Surfactant	CL_{50}-24 h = 2.1 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	CL_{50}-24 h = 150 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	CL_{50}-24 h = 6.4 $mg \cdot L^{-1}$
	Surfactant	CL_{50}-96 h = 2.0 $mg \cdot L^{-1}$
	Glyphosate	CL_{50}-96 h = 120 $mg \cdot L^{-1}$
	Roundup^R	CL_{50}-96 h = 5.0 $mg \cdot L^{-1}$

[1] Données obtenues auprès du Department of Agriculture des É.-U., 1984.

Cette hypothèse a été étayée par Servizi et coll. (1987), qui se sont servis d'unités de toxicité pour évaluer la possibilité d'une interaction entre le glyphosate et le surfactant dans la préparation Roundup^R. Les résultats des essais de toxicité effectués avec de l'eau naturelle provenant d'un lac ont révélé l'existence de réactions antagonistes entre le surfactant (MON0818) et le glyphosate. Toutefois, des analyses analogues de toxicité effectuées avec de l'eau reconstituée ont montré que les effets combinés du glyphosate et du MON0818 étaient plus que cumulatifs (c.-à-d. que ces produits avaient une action synergique). Cette différence s'est révélée extrêmement importante, comme l'ont montré Folmar et coll. (1979), lors de l'étude de la toxicité du Roundup^R pour divers organismes d'eau douce (de l'eau reconstituée était utilisée comme diluant). L'eau reconstituée est de l'eau désionisée à laquelle on a ajouté les produits chimiques appropriés, de qualité réactif, pour maintenir un pH tampon de 7.2 à 7.5, une alcalinité de 30 à 35 $mg \cdot L^{-1}$ et une dureté de 40 à 50 $mg \cdot L^{-1}$ (Johnson et Finley, 1980). Généralement, les valeurs de toxicité aiguë correspondant aux préparations sont inférieures d'un ordre de grandeur à celle qui correspond à la matière active seule.

Les essais statiques de toxicité de 96 h sur le terrain et en laboratoire effectués par Hildebrand et coll. (1982) ont également montré l'absence de mortalité chez des truites arc-en-ciel de la grosseur du doigt en cage dans des cours d'eau exposés à des traitements au Roundup^{R} à raison de 2.2, 22.2 et 222.2 kg ma·ha^{-1}. Ces taux correspondaient respectivement à 1 fois, 10 fois et 100 fois le taux recommandé en foresterie.

L'épandage direct de Roundup^{R} sur un étang où l'on avait mis des Daphnia magna en cage s'est révélé sans effet, même à 100 fois la dose recommandée (Hildebrand et coll., 1980). Toutefois, les diverses concentrations d'exposition (1, 10 et 100 fois la dose recommandée en foresterie) avaient toutes été utilisées dans le même étang et l'étude ne comportait pas de témoins appropriés ni de mécanisme de partage des zones traitées. De plus, le débit d'entrée et de sortie de l'eau dans l'étang n'avaient pas été évalués, ce qui rend les résultats discutables.

À la suite des inquiétudes exprimées au sujet de l'utilisation du Roundup^{R} en foresterie et des effets possibles de ce produit sur les poissons anadromes retournant à la mer (smolt), on a effectué des expériences de laboratoire visant à déterminer les effets d'une telle exposition. On a ainsi constaté que des concentrations de Roundup^{R} jusqu'à 10 fois plus élevées que celles qui ont été signalées dans des cours d'eau immédiatement après le traitement de forêts par pulvérisation n'ont pas gêné la transition de saumons cohos (O. kisutch) de l'année vers la mer. L'exposition pendant 10 jours à une concentration de 2.78 mg·L^{-1} n'a pas eu non plus d'effets néfastes sur la concentration plasmique de sodium, sur l'hématocrite ni sur la croissance du saumon coho. De plus, aucune réaction anormale n'a été observée lorsqu'une période de récupération de 10 jours séparait l'exposition au Roundup^{R} et le transfert dans l'eau de mer (Mitchell et coll., 1987a).

En plus des données de toxicité en Amérique du Nord présentées dans l'annexe A, il existe quelques études sur la toxicité chez les espèces de poisson en Asie. Singh et Yadav (1978) ont signalé que la présence de glyphosate (10 mg·L^{-1}) provoquait la mortalité de 100 % des carpes (Cirrhina mrigala) de la grosseur du doigt après 2.5 h. Lorsque la concentration était de 5 mg·L^{-1}, le taux de mortalité tombait à 30 %, mais on ne sait pas après combien de temps. Les auteurs avaient présenté ces résultats comme correspondant à la toxicité du glyphosate, mais sans préciser si c'était le glyphosate ou la préparation commerciale qui avait été utilisé lors des essais. On laissait toutefois entendre qu'il s'agissait du Roundup^{R} et dans ce cas, la valeur de 10 mg·L^{-1} serait analogue aux autres valeurs obtenues pour la toxicité de la préparation.

Les recherches relatives aux effets du glyphosate sur les plantes aquatiques sont généralement orientées vers deux objectifs : 1) l'éradication des mauvaises herbes aquatiques et 2) la détermination de l'effet des épandages terrestres de glyphosate sur les plantes non visées présentes dans les milieux aquatiques situés à proximité des zones traitées. Les recherches relatives à l'élimination des plantes aquatiques nuisibles au moyen du glyphosate ont révélé que, suivant l'époque du traitement et la dose utilisée, il était possible d'éliminer en l'espace de 2 mois le nymphéa odorant (Nymphaea odorata) et le nénuphar (Nuphar sp.) en pulvérisant les feuilles flottantes (à raison de 0.56 à 2.24 kg·ha^{-1}) (Il faut noter que ces doses sont inférieures à celles qui sont utilisées dans le cadre des programmes de traitement des forêts). Même si l'application foliaire permettait à l'herbicide d'être absorbé par la plante et entraîné par translocation jusqu'aux rhizomes (lesquels étaient également détruits), pour assurer une éradication complète, il a fallu effectuer un traitement additionnel l'année suivante, des graines ayant germé et des feuilles étant apparues à la surface de l'eau (Welker et Riemer, 1973; 1982; 1983). Dans le cas de la jacinthe d'eau (Eichornia crassipes), il fallait appliquer une dose de 2 à 6 kg·ha^{-1} sur le feuillage pour assurer une élimination complète (Singh et Muller, 1979).

Une revue des essais effectués avec le glyphosate sur des plantes aquatiques et

semi-aquatiques émergentes provenant de diverses régions du monde a montré que le Roundup^{R} permet de détruire une grande variété de plantes dans des conditions très diverses. On arrive généralement à détruire plus de 90 % des plantes aquatiques en appliquant des doses de glyphosate sous forme du sel isopropylaminé à raison de 1.8 à 3.0 kg éa·ha^{-1} (éa = équivalent acide). Certaines espèces, comme Alternanthera philoxeroides, présentent une réaction variable et il est alors nécessaire d'utiliser une dose de plus de 3 kg éa.ha^{-1} pour les détruire (Evans, 1978).

La destruction d'espèces submergées [par ex., le myriophylle (Myriophyllum spicatum) et le potamot crispé (Potamogeton crispus)] au moyen de glyphosate dissous dans l'eau est beaucoup moins efficace. Pour détruire ces plantes aquatiques par la présence de glyphosate dans l'eau, il faut des concentrations d'environ 1000 mg·L^{-1} et des temps d'exposition d'au moins 5 h. Et même une exposition à une concentration de 5000 mg·L^{-1} pendant 35 jours n'empêche pas efficacement la repousse des deux espèces susmentionnées à partir des racines (Peverly et Crawford, 1975). Comme on peut s'y attendre, une concentration de glyphosate de 10 mg·L^{-1} n'inhibe pas la croissance de Potagemon pectinatus. Chez cette espèce, on a observé une stimulation de la croissance en présence d'une concentration de 1.0 mg·L^{-1} (Hartman et Martin, 1985). Les détails des expériences effectuées avec le glyphosate et les plantes submergées courantes n'ont pas été précisés par Forney et Davis (1981) parce qu'aucun effet toxique n'a été mis en évidence lors de ces expériences.

Les plantes vasculaires aquatiques flottantes du genre Lemna (c.-à-d. les lenticules) semblent être beaucoup plus sensibles au glyphosate dissous dans l'eau. L'exposition à une concentration de glyphosate de 8.5 mg·L^{-1} pendant 7 jours a entraîné une réduction de 37 % de la croissance, mesurée d'après la masse sèche (Gianfagna et Foy, 1975; Cooley et Foy, 1986). Or, dans le résumé d'une étude concernant la toxicité du glyphosate pour Lemna minor, on mentionne qu'une dose efficace (DE) de 5 mg·L^{-1} s'est révélée toxique pour 50 % des plantes (Prasad, 1984). Cependant, la durée de l'exposition n'était pas précisée. Hartman et Martin (1984) ont déterminé pour le glyphosate une DE_{50}-14 jours de 2.0 mg·L^{-1} chez la même espèce. L'addition d'argile bentonitique dans une solution présentant une concentration de matières en suspension de 50 mg·L^{-1} a réduit la toxicité du glyphosate à 10 mg·L^{-1}, la même période étant considérée. La perméabilité des membranes cellulaires des frondes de Lemna minor flottant sur des solutions de glyphosate dont les concentrations étaient de 1.69 et 16.9 mg·L^{-1} était visiblement perturbée après 48 à 96 h et 24 à 48 h, respectivement (O'Brien et Prendeville, 1979). On n'a toutefois pas précisé quelles étaient les implications physiologiques ou écologiques de ces constatations.

L'effet du glyphosate sur des extraits d'enzyme de Lemna gibba a été étudié par Hoagland (1978) et par Hoagland et Paul (1978). Ces chercheurs ont constaté que les activités enzymatiques étaient perturbées peu de temps après l'exposition à une concentration de 169.1 mg·L^{-1}. Dans certains cas, la perturbation des activités enzymatiques intervenait avant l'apparition de dommages visibles et d'effets sur la croissance. Une telle concentration de glyphosate provoquait l'apparition de zones chlorotiques chez les jeunes frondes 48 h après le traitement et elle inhibait la croissance de 30 % après 72 h. Même en présence d'une concentration de glyphosate réduite d'un ordre de grandeur (16.91 mg·L^{-1}), des dommages étaient visibles après 48 h. Au microscope électronique, on a pu observer les dommages progressifs causés aux chloroplastes, aux mitochondries et aux parois cellulaires pendant les 12 à 24 h d'exposition. Ces études et d'autres portant sur les effets toxiques du glyphosate sur les plantes terrestres ont été revues par Richardson (1985).

Les inquiétudes relatives à la destruction possible de la base alimentaire naturelle que constituent les algues dans les écosystèmes aquatiques exposés au glyphosate ont donné lieu à des recherches sur le terrain et en laboratoire. Toutefois, aucun effet n'a pu être décelé à la suite d'un traitement direct par pulvérisation à raison de 2.2 kg·ha^{-1} sur un cours d'eau forestier, chez les communautés de diatomées

fixées ayant fait l'objet d'un contrôle (Sullivan et coll., 1981). Malheureusement, on n'avait pas mesuré les concentrations de glyphosate dans l'eau. Les différents types d'algues ne réagissaient pas toutes de la même façon aux solutions de glyphosate. La croissance de l'algue verte Chlorella sarokiniana était inhibée en présence de 3 $mg \cdot L^{-1}$, alors qu'il fallait 203 $mg \cdot L^{-1}$ pour réduire de manière significative le nombre de cellules chez le flagellé Euglena gracilis (Richardson et coll., 1979; Christy et coll., 1981). On a remarqué que le dégagement d'oxygène était inhibé chez E. gracilis exposé pendant 100 min à une concentration de glyphosate de seulement 1 $mg \cdot L^{-1}$. Par contre, la production d'oxygène était stimulée lorsqu'on prolongeait l'exposition (Richardson et coll., 1979).

Comparativement à l'espèce susmentionnée, les cyanobactéries (algues bleues) semblent généralement plus sensibles au glyphosate. En effet, on a constaté que la croissance exponentielle de trois espèces de cyanobactéries exposées à une concentration de 2 $mg \cdot L^{-1}$ n'était que de 50 % par rapport à celle du témoin. Lorsque la concentration de glyphosate atteint 10 $mg \cdot L^{-1}$, la croissance est totalement inhibée. La sensibilité varie beaucoup d'une espèce de cyanobactérie à l'autre. Effectivement, la croissance d'une espèce appartenant au genre Aphanocapsa était inhibée en présence de 2 $mg \cdot L^{-1}$, alors que pour obtenir une réaction analogue chez une autre espèce appartenant au même genre, il fallait 100 $mg \cdot L^{-1}$ (Hutber et coll., 1979).

Une étude effectuée en laboratoire et portant sur la sensibilité des algues à divers composés chimiques a montré que la concentration de glyphosate inhibant totalement la croissance de 13 espèces d'algues différentes varie de 2.8 à 23 $mg \cdot L^{-1}$, la valeur médiane se situant à 11 $mg \cdot L^{-1}$ (Blanck et coll., 1984).

On a utilisé le Roundup^R comme toxique pour comparer l'essai en bouteille de l'EPA, qui dure 2 à 3 semaines, et l'essai de dégagement d'oxygène visant à déceler les contaminants aquatiques. Pour déterminer la concentration qui faisait diminuer de 50 % la production d'oxygène (10 $\mu g \cdot L^{-1}$) chez le chlorophyte unicellulaire Selanastrum capricornutum, on a fait appel à des dilutions de Roundup^R allant de 0.75 à 75 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans un milieu où poussaient des algues. Avec l'essai en bouteille de l'EPA, la biomasse a diminué de moitié lorsque la concentration était de 3.83 $\mu g \cdot L^{-1}$. Avec les deux systèmes d'essai, des concentrations variant de 0.036 à 36 $\mu g \cdot L^{-1}$ n'ont pas eu d'effets inhibiteurs équivalant à 50 % de l'effet observé chez les témoins lorsque le Roundup^R était mélangé à de l'eau naturelle du cours d'eau (Turbak et coll., 1986).

Pour mesurer en laboratoire l'absorption du $H^{14}CO_3$, on a utilisé des communautés de périphyton provenant de six petits étangs situés en bordure du lac Winnipeg, posées sur des tiges en acrylique et exposées pendant 4 h à des concentrations variables de Roundup^R. Dans le cas des communautés de périphyton pour lesquelles la relation dose-effet était évidente, on signale que la concentration de glyphosate inhibant à 50 % l'absorption du ^{14}C variait de 9.7 à 35.4 $mg \cdot L^{-1}$ (Goldsborough et Brown, 1987; n.d.).

Un épandage aérien de glyphosate (sous forme de Roundup^R), à raison de 2.0 $kg \cdot ha^{-1}$ au-dessus d'un petit cours d'eau forestier de Nouvelle-Écosse, n'a pas eu d'effet néfaste sur le périphyton qui avait colonisé des substrats artificiels placés dans le cours d'eau un mois avant le traitement (Environnement Canada, 1987). Aucun effet important attribuable à la pulvérisation de Roundup^R n'a été mis en évidence après comparaison des teneurs en chlorophylle a et en phaeophytine, de la biomasse et de la teneur en ATP (adénosine triphosphate) en amont de la zone traitée et dans cette zone. Ce contrôle qui visait à déceler des effets biologiques a duré 37 jours après le traitement.

L'épandage de Roundup^R sur des étangs caractérisés par une abondance de macrophytes aquatiques, de manière à ce que la concentration de glyphosate soit de 200 $mg \cdot L^{-1}$, faisait diminuer la densité de bactéries aquatiques en suspension mesurées d'après le nombre d'unités formant une colonie (UFC). La dépression maximale a été observée 15 jours après le traitement et elle a fait tomber la densité

initiale, qui était de 2 X 10^5 UFC·mL^{-1} à 1 X 10^3 UFC·mL^{-1}. Les densités commençaient à augmenter 20 jours après le traitement pour atteindre le même niveau que les témoins 30 jours après le traitement (Chan et Leung, 1986). Aucune information n'a été fournie en ce qui concerne les réactions des macrophytes aquatiques. Des études effectuées en laboratoire ont montré que la sensibilité au glyphosate de deux espèces de bactéries (Aeromonas hydrophila et Pseudomonas chlororaphis) isolées à partir de ces plans d'eau n'était pas du tout la même. Dans le cas de A. hydrophila, une concentration de 1500 mg·L^{-1} avait pour effet de réduire la densité à un niveau inférieur à celui des témoins alors que dans le cas de P. chlororaphis, cette concentration était létale (Chan et Leung, 1986).

Accumulation et élimination du glyphosate par les organismes aquatiques

D'après les données publiées, le potentiel d'accumulation du glyphosate chez les organismes aquatiques serait faible. On a en effet fait état d'un facteur maximal de bioconcentration (FBC) de 1.6 pour le crapet arlequin (Lepomis macrochirus) exposé à une concentration de glyphosate de 0.6 mg·L^{-1} pendant 28 jours (Sacher, 1978). Dans le cas de la barbue de rivière (Ictalurus punctatus), de l'achigan à grande bouche (Micropterus salmoides) et de la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) exposés à une concentration de glyphosate de 10 mg·L^{-1} pendant 14 jours, ce facteur s'élevait respectivement à 0.18, 0.04 et 0.03 (Sacher, 1978). Chez le poisson exposé à des concentrations de glyphosate (non précisées) trois à quatre fois plus élevées que la dose recommandée, pendant 10 à 14 jours, le FBC variait de 0.1 à 0.3 (Monsanto Company, 1984). Cependant, le manque de renseignements relatifs au protocole expérimental et à la concentration des résidus limite l'utilité des études susmentionnées dans l'évaluation de l'absorption et de la rétention du glyphosate.

On a fait état d'un coefficient de partage dans un mélange octanol:eau de 0.0017 à 10 mg·L^{-1} et de 0.006 à 100 mg·L^{-1} pour le glyphosate (Ghassemi et coll., 1981). Ces valeurs faibles tendent à confirmer les données expérimentales qui montrent que le glyphosate n'a pas beaucoup tendance à s'accumuler chez les organismes aquatiques.

Recommandation

Au Canada, il n'existe pas d'objectif, ni de recommandation spécifique, provinciaux ou fédéraux, relatifs à la présence du glyphosate dans l'eau et visant à protéger le biote aquatique. L'EPA des É.-U. n'a pas non plus élaboré d'objectif, ni de recommandation, ni de consultation en ce qui concerne le glyphosate, et elle n'a pas l'intention d'inclure ce composé dans la liste de produits pour lesquels on établira des critères (K. Potts, 1987, Office of Water Regulations and Standards de l'EPA des É.-U., Criteria and Standards Division, Criteria Branch, comm. pers.).

Le Water Resources Control Board de l'État de Californie recommande que la concentration de glyphosate sous forme de résidus aquatiques de Roundup^R ne dépasse pas 130 µg·L^{-1} en raison de l'effet toxique marqué du surfactant dans la préparation de Roundup^R (Corcoran et coll., 1984). Cette valeur a été obtenue en appliquant un facteur de sécurité de 10 à la valeur de la CL_{50}-96 h de 1.3 mg·L^{-1} calculée pour des truites arc-en-ciel (Salmo gairdneri) de la grosseur du doigt (Folmar et coll., 1979). Cette recommandation constitue un précédent car c'est la première fois que l'on établit une recommandation, un objectif ou un critère concernant le glyphosate. L'effet toxique accru du Roundup^R par rapport au glyphosate devient évident lorsqu'on examine les données de toxicité incluses dans le présent rapport. La plus faible CL_{50}-96 h obtenue pour un poisson d'eau douce nord-américain (crapet arlequin, Lepomis macrochirus) exposé à du glyphosate est de 24 mg·L^{-1}. Par contre, la plus faible CL_{50}-96 h obtenue pour un poisson d'eau douce nord-américain (truite arc-en-ciel Salmo gairdneri de la grosseur du doigt) exposé à du Roundup^R est de 1.3 mg·L^{-1}. Par ailleurs, les données de toxicité correspondant au Vision^R sont identiques à celles dont on dispose au sujet du Roundup^R (Monsanto Company, 1987a).

On ne possède pas suffisamment de données relatives à la toxicité pour justifier l'élaboration d'une recommandation visant à assurer la qualité de l'eau au Canada dans le cas du glyphosate car il n'existe pas d'étude portant sur les effets chroniques ou à long terme de ce produit sur les animaux aquatiques. La plupart des données relatives à la toxicité du glyphosate pour les plantes aquatiques sont basées sur des observations faites lors de l'utilisation de ce produit sur le terrain. Les études menées en laboratoire au sujet de la perméabilité des membranes cellulaires ou des activités enzymatiques n'ont aucune relation directe avec la toxicité réelle. Certaines données obtenues en laboratoire au sujet de la toxicité du produit pour des plantes aquatiques correspondent à des périodes d'exposition plus longues (c.-à-d. 14 jours) que celles qui sont utilisées dans les études portant sur des animaux. Toutefois, les effets du surfactant présent dans le Roundup^{R} ne sont pas aussi bien définis pour les plantes qu'ils le sont pour les animaux. En outre, d'après les données, les plantes sont généralement moins sensibles que les animaux à ce produit.

Les données dont on dispose au sujet de la toxicité ont été utilisées pour élaborer une recommandation provisoire. Compte tenu des données existant sur le Roundup^{R} et étant donné l'existence d'une recommandation relative à la présence de la préparation dans l'eau (celle qui est recommandée par le Water Resources Control Board de l'État de Californie), il convient, dans ce cas, de fixer une recommandation relative à la qualité de l'eau pour cette préparation. La CL_{50}-96 h la plus faible calculée d'après des essais normalisés effectués avec le Roundup^{R} et des espèces nord-américaines sensibles est de 1.3 $mg \cdot L^{-1}$ (Folmar et coll., 1979). L'emploi de données de toxicité obtenues avec des espèces non nord-américaines est considéré inapproprié. L'application d'un facteur de correction de 0.05 pour les substances non persistantes (CCMRE, 1987) donne une recommandation provisoire de 0.065 $mg \cdot L^{-1}$, ou 65 $\mu g \cdot L^{-1}$, pour le glyphosate.

Utilisation de l'eau en agriculture

Abreuvement du bétail

Recommandation

Il sera nécessaire d'entreprendre des études définitives avant de proposer des limites de concentration chiffrées pour ce qui est de la protection des animaux d'élevage. Il ne sera pas possible en effet d'évaluer totalement la base de données toxicologiques portant sur les effets du glyphosate chez les mammifères et les oiseaux tant que le fabricant du Roundup^{R} imposera des restrictions en ce qui concerne la communication des informations faisant l'objet du brevet. Toutefois, la CCMRE (1987) a adopté une politique selon laquelle les recommandations relatives aux pesticides dans l'eau potable pouvaient servir de limites maximales de la concentration des pesticides dans l'eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage du Canada afin d'assurer une marge de sécurité pour ces animaux et d'empêcher l'introduction de résidus inacceptables dans les produits animaux. Comme il existe une recommandation relative à la présence du glyphosate dans l'eau brute utilisée comme source d'eau potable (280 $\mu g \cdot L^{-1}$), c'est cette valeur qui a été adoptée en tant que recommandation provisoire pour l'eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage.

Irrigation

Les résidus de glyphosate présents dans l'eau d'irrigation peuvent avoir un effet néfaste sur les cultures lors du transport de ces résidus à travers le sol (irrigation par rigoles) et leur absorption subséquente par les racines, ou leur dépôt, après application par voie aérienne (irrigation par aspersion), avec absorption subséquente par les feuilles. Selon le fabricant du Roundup^{R}, le glyphosate se dissipe rapidement dans les sols lorsqu'il est appliqué sur le feuillage, aux doses recommandées (Ghassemi et coll., 1981). C'est effectivement ce que l'on a constaté dans des sols très variés où des

produits commerciaux renfermant du glyphosate avaient été utilisés pendant plusieurs années et ce qui a été confirmé par diverses études scientifiques (par ex., celles de Sprankle et coll., 1975a; 1975b). On reconnaît toutefois que le degré et la vitesse de dissipation du glyphosate dépendent de la composition et des caractéristiques du sol (par ex., de sa teneur en argile). Dans les zones où la teneur en sable du sol est élevée (par ex. supérieure à 80 %), le glyphosate disparaît lentement (Eberbach et Douglas, 1983). Dans des études expérimentales où l'on avait utilisé 25 fois la dose de glyphosate recommandée (pour traiter le sol), on a constaté que les cultures étaient détruites. Il est donc tout probable que la présence de résidus de glyphosate dans les eaux destinées à l'irrigation par rigoles n'ait pour ainsi dire pas d'effet toxique dans les conditions normales d'épandage (McKinnon, 1984).

Aucun dommage ni symptôme n'ont été observés sur des cultures irriguées par aspersion avec de l'eau renfermant plusieurs fois la quantité de glyphosate résultant normalement du traitement par pulvérisation de la végétation poussant en bordure des rigoles. Lors de ces études, on avait épandu continuellement pendant 8 h une solution de glyphosate dont la concentration maximale était de 2.2 $mg \cdot L^{-1}$. Cette concentration équivaut à 1.1 kg $ma \cdot ha^{-1}$ (Bruns et Kelley, 1975; Comes et Kelley, 1979).

La présence de résidus de glyphosate dans les tissus végétaux au moment de la récolte suscitait également des préoccupations. À cet égard, on a trouvé des résidus de glyphosate dans une partie des cultures testées, irriguées par des rigoles ou par aspersion, avec de l'eau présentant des concentrations respectives de glyphosate de 5.51 $mg \cdot L^{-1}$ et de 2.21 $mg \cdot L^{-1}$. Dans le cas de l'irrigation par rigoles, des résidus de glyphosate (0.15 $mg \cdot kg^{-1}$) n'ont été décelés que dans une récolte de fourrage/herbe/céréale/sorgho traitée à la dose maximale (2.8 $kg \cdot ha^{-1}$). Autrement, l'irrigation par rigoles ne laissait pas de résidus de glyphosate dans les espèces cultivées. Dans le cas de l'irrigation par aspersion, on a trouvé des résidus de glyphosate dans la récolte de fourrage/herbe/céréale/sorgho (1.78 $mg \cdot kg^{-1}$ résultant d'un traitement à raison de 1.12 $kg \cdot ha^{-1}$) deux jours après l'épandage. Des résidus de glyphosate ont également été mis en évidence dans les fanes de betteraves à sucre (0.50 $mg \cdot kg^{-1}$) et dans les gousses de féveroles (0.11 $mg \cdot kg^{-1}$) provenant de parcelles irriguées par aspersion à raison de 1.12 $kg \cdot ha^{-1}$. Aucun résidu de glyphosate n'a été décelé dans les courges, les tomates, les racines de betteraves à sucre et les graines de féveroles (la concentration de glyphosate y était donc >0.05 $mg \cdot kg^{-1}$) même après irrigation par aspersion avec la solution de glyphosate la plus concentrée (2.21 $mg \cdot L^{-1}$, 1.12 $kg \cdot ha^{-1}$) (Bruns et Kelley, 1975).

Aucun résidu de glyphosate n'a été décelé dans les premières eaux s'écoulant dans des canaux d'irrigation traités, à sec, environ 23 jours auparavant, avec une dose normale (5.6 $kg \cdot ha^{-1}$) visant à détruire la végétation sur les rives de ces canaux (Comes et coll., 1976). Cependant, si le traitement des rives a lieu pendant l'utilisation des canaux d'irrigation, des résidus de glyphosate risquent de se retrouver dans l'eau. La quantité exacte de glyphosate résiduel dépendra de facteurs comme la dimension et les caractéristiques hydrologiques des canaux, la dose de glyphosate utilisée, la proportion de glyphosate atteignant l'eau et la dilution et la dispersion lors du déplacement vers l'aval. L'effet de ces facteurs interactifs a fait tomber la concentration d'une solution renfermant du glyphosate à une concentration de 3600 $mg \cdot L^{-1}$ (correspondant à une dose de 5.3 $kg \cdot ha^{-1}$) de 0.41 $mg \cdot L^{-1}$ au point de traitement à 0.2 $mg \cdot L^{-1}$ à 4 km vers l'aval (débit moyen de l'eau : 0.2 $m \cdot s^{-1}$) (Bowmer, 1982a). D'autres travaux effectués par Bowmer (1982b) ont également montré que le glyphosate était éliminé de l'eau par adsorption sur les matières en suspension et ont indiqué l'effet antagoniste résultant de l'addition de phosphate sur l'adsorption du glyphosate. La baisse de la concentration de glyphosate résultant de l'adsorption sur des sédiments en suspension situés en aval de la zone traitée variait de 13 % à 31 % au kilomètre, selon les caractéristiques

de l'eau spécifiques du site. D'après ce que l'on croit, la disparition du glyphosate dissous par adsorption ne devrait pas réduire de beaucoup sa phytotoxicité (Bowmer et coll., 1986).

Au Royaume-Uni, on utilise comme critère une concentration limite de glyphosate dans l'eau d'irrigation de 0.2 $mg \cdot L^{-1}$ (Bowmer, 1982a). Toutefois, on ne dispose pas de données suffisantes pour évaluer la manière dont cette valeur a été calculée.

Recommandation

Il n'existe pas suffisamment de données, pour le moment, pour étayer l'élaboration d'une recommandation en ce qui concerne la concentration de glyphosate dans l'eau d'irrigation.

Qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique

Recommandation

Il n'existe pas de recommandation relative aux concentrations de glyphosate dans les eaux utilisées à des fins récréatives.

Eau utilisée à des fins industrielles

Recommandation

Il n'existe pas de recommandation relative aux concentrations de glyphosate dans les eaux utilisées par les industries.

SOMMAIRE

On a élaboré des recommandations pour la qualité des eaux au Canada après avoir évalué les données publiées au sujet de l'herbicide glyphosate (tableau 3). On a analysé l'information relative à l'utilisation et à la production du glyphosate, à sa présence dans le milieu aquatique, à sa persistance et à sa dégradation ainsi qu'à sa toxicité pour les organismes non visés. La méthode d'analyse utilisée dans l'élaboration des recommandations a été résumée.

Tableau 3. Recommandations relatives au glyphosate en ce qui concerne la qualité des eaux.

Utilisations	Recommandations
Eaux brutes utilisées comme source d'eau potable	280 $\mu g \cdot L^{-1}$*
Biote aquatique d'eau douce	65 $\mu g \cdot L^{-1}$ (provisoire)
Agriculture	
Eau pour l'abreuvage des animaux d'élevage	280 $\mu g \cdot L^{-1}$ (provisoire)
Irrigation	Aucune recommandation
Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives	Aucune recommandation
Approvisionnement en eau industrielle	Aucune recommandation

* Recommandation existante relative à la qualité de l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada, 1989).

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à exprimer leur reconnaissance aux membres du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement pour les remarques et les suggestions utiles qu'ils ont fournies. La qualité du présent document a été grandement améliorée grâce aux lectures critiques effectuées par R.A. Kent, M.C. Taylor et D. Valiela de la Direction de la qualité des eaux; R.J. Maguire et W.M.J. Strachan de l'Institut national de recherche sur les eaux; W.R. Ernst, P. Jones, D. Waite et M.T. Wan de la Protection de

l'environnement; D. Boersma, D.J. Forsyth, K. Lloyd et P. Mineau du Service canadien de la faune; R. Grover et F.Y. Chang d'Agriculture Canada; G. Wood de Santé et Bien-être social Canada; G. Rawn et V. Zitko de Pêches et Océans Canada; D. Thompson de l'Institut pour la répression des ravageurs forestiers et L.G. Goldsborough de l'université de l'Alberta.

RÉFÉRENCES

Alberta Environment. 1977. Surface water quality objectives. Standards and Approvals Division. Water Quality Branch. Edmonton (Alberta).

Amrhein, N., J. Schab et H.C. Steinrucken. 1980. The mode of action of the herbicide glyphosate. Naturwissenschaften, 67 : 356-357.

Amrhein, N., B. Deus, P. Gehrke, et H.C. Steinrucken. 1980. The site of the inhibition of the shikimate pathway by glyphosate. II. Interference of glyphosate with chorismate formation in vivo and in vitro. Plant Physiol., 66 : 830-834.

Beck, A.E. 1987. Glyphosate residues in surface water following 1985 Manfor Ltd. field trials. Water Standards and Studies Report No. 87-4. Manitoba Environment and Workplace Safety and Health.

Blanck, H., G. Wallin et S.-A. Wangberg. 1984. Species-dependent variation in algal sensivity to chemical compounds. Ecotoxicol. Environ. Saf., 8 : 339-351.

Bowmer, K.H. 1982a. Residues of glyphosate in irrigation water. Pestic. Sci., 13 : 623-638.

Bowmer, K.H. 1982b. Adsorption characteristics of seston in irrigation water : Implications for the use of aquatic herbicides. Aust. J. Mar. Freshwater Res., 33 : 443-458.

Bowmer, K.H., P.M.D. Boulton, D.L. Short et M.L. Higgins. 1986. Glyphosate-sediment interactions and phytotoxicity in turbid water. Pestic. Sci., 17 : 79-86.

Brønstad, J.O., et H.O. Friestad. 1985. Behaviour of glyphosate in the aquatic environment. Dans The Herbicide Glyphosate, éd. E. Grossbarb et D. Atkinson, p. 200-205. Londres, Angleterre. Butterworth and Co. Publ. Ltd.

Bruns, V.F., et A.D. Kelley. 1975. Responses and residues in certain crops irrigated with water containing glyphosate. Washington Coll. Agric. Res. Bull. No. 812. College of Agriculture Research Center. Washington State University. Pullman, Washington.

Buhler, D.D., et O.C. Burnside. 1983. Effect of water quality, carrier volume, and acid on glyphosate phytotoxicity. Weed Sci., 31 : 163-169.

Campbell, R.A. 1990. Herbicide use for forestry management in Canada: Where we are and where we are going. Institut de répression des ravageurs forestiers, Forêts Canada, Sault St. Marie (Ontario). Doc. trav.

Carlisle, S.M., et J.T. Trevors. 1986. Effect of the herbicide glyphosate on nitrification, denitrification, and acetylene reduction in soil. Water Air Soil Pollut., 29 : 189-203.

CCMRE. 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Document préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.

Chan, K., et S.C. Leung. 1986. Effects of paraquat and glyphosate on growth, respiration and enzyme activity of aquatic bacteria. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 36 : 52-59.

Christy, S.L., E.P. Karlander et J.V. Parochetti. 1981. Effects of glyphosate on the growth rate of Chlorella. Weed Sci., 29 : 5-7.

Comes, R.D., et A.D. Kelley. 1979. Response of certain crops to glyphosate in irrigation water. Weed Sci., 27(6) : 658-660.

Comes, R.D., V.F. Bruns, et A.D. Kelley. 1976. Residues and persistence of glyphosate in irrigation water. Weed Sci., 24 : 47-50.

Cooley, W.E., et C.L. Foy. 1986. Effects of SC-0224 and glyphosate on inflated duckweed (Lemna gibba) growth and EPSP-syntase activity from Klebsiella pneumoniae. Pestic. Biochem. Physiol., 26 : 365-374.

Corcoran, D.P., D.B. Cohen, et G.W. Bowes. 1984. Glyphosate use in forestry (Roundup) and aquatic weed control (Rodeo) : A water quality assessment. Special Project Report No. 84-11sp. California State Water Resources Control Board. Sacramento, California.

Damanakis, M.E. 1976. Behaviour of glyphosate in the soil (adsorption, leaching, degradation). Ann. Inst. Phytopathol. Benaki, 11 : 153-167.

Eberbach, P.L., et L.A. Douglas. 1983. Persistence of glyphosate in a sandy loam. Soil Biol. Biochem., 15(4) : 485-487.

Edwards, W.M., G.B. Triplett, Jr., et R.M. Kramer. 1980. A watershed study of glyphosate transport in runoff. J. Environ. Qual., 9 : 661-665.

Environnement Canada. 1987. Measure of the environmental effects associated with forestry use of Roundup^{R}. EP-5-AR-87-8, Protection environnementale. Conservation et Protection. Environnement Canada, région de l'Atlantique.

Environnement Canada et Agriculture Canada. 1988. Rapport de 1987 sur le sondage auprès des fabricants de pesticides homologués. Préparé par la Direction des produits chimiques commerciaux. Environnement Canada.

Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec. 1984. Les pesticides en agriculture au Québec en 1982. Mai 1984, 134 p.

Evans, D.M. 1978. Aquatic weed control with the isopropylamine salt of N-phosphonomethyl glycine. Dans Procès verbal du 5^{e} Symp. international sur les plantes aquatiques. Société européenne de malherbologie. Amsterdam, p. 171-178.

Evans, D.D., et M.J. Batty. 1986. Effects of high dietary concentrations of glyphosate (Roundup^{R}) on a species of bird, marsupial and rodent indigenous to Australia. Environ. Toxicol. Chem., 5 : 399-401.

Feng, J.C., H.D. Klassen, et P.E. Reynolds. 1986a. A case study on the off-target deposit of glyphosate (Roundup) from an aerial application with a Microfoil^{R} boom at Carnation Creek watershed, British Columbia. File Report No. 72. Institut pour la répression des ravageurs forestiers. Service canadien des forêts. Sault-Sainte-Marie (Ontario).

Feng, J.C., P.E. Reynolds, et H.D. Klassen. 1986b. Persistence of glyphosate in streamwater following aerial application with a Microfoil^{R} boom at Carnation Creek, British Columbia, 1984. File Report No. 73. Institut pour la répression des ravageurs forestiers. Service canadien des forêts. Sault-Sainte-Marie (Ontario).

Folmar, L.C. 1976. Overt avoidance reaction of rainbow trout fry to nine herbicides. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 15(5) : 509-514.

Folmar, L.C. 1978. Avoidance chamber responses of mayfly nymphs exposed to eight herbicides. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 19 : 312-318.

Folmar, L.C., H.O. Sanders, et A.M. Julin. 1979. Toxicity of the herbicide glyphosate and several of its formulations to fish and aquatic invertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 8 : 269-278.

Forney, D.R., et D.E. Davis. 1981. Effects of low concentrations of herbicides on submersed aquatic plants. Weed Sci., 29 : 677-685.

Ghassemi, M., L. Fargo, P. Painter, S. Quinlivan, R. Scofield, et A. Takata. 1981. Environmental fates and impacts of major forest use pesticides. EPA Contract No. 68-02-3174. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.

Ghassemi, M., S. Quinlivan, et M. Dellarco. 1982. Environmental effects of new herbicides for vegetation control in forestry. Environ. Int., 7 : 389-401.

Gianfagna, T., et C.L. Foy. 1975. The effects of glyphosate on the growth of Lemna perpusilla. Va. J. Sci., 26(2) : 63 (résumé).

Glass, R.L. 1984. Metal complex formation by glyphosate. J. Agric. Food Chem. 32 : 1249-1253.

Goldsborough, L.G., et A.E. Beck. n.d. Rapid dissipation of glyphosate in small forest ponds. Soumis à Arch. Environ. Contam. Toxicol.

Goldsborough, L.G., et D.J. Brown. 1987. Effects of aerial spraying of forestry herbicides on aquatic ecosystems. Part III. Bioassay of the effect of glyphosate on carbon fixation by intact periphyton communities. Water Standards and Studies Report No. 87-3. Manitoba Department of Environment and Workplace Safety and Health.

Goldsborough, L.G., et D.J. Brown. n.d. Effect of Roundup[R] formulation of glyphosate on periphytic algal photosynthesis. Soumis à Bull. Environ. Contam. Toxicol.

Hance, R.J. 1976. Adsorption of glyphosate by soils. Pestic. Sci. 7 : 363-366.

Hartman, W.A., et D.B. Martin. 1984. Effect of suspended bentonite clay on the acute toxicity of glyphosate to Daphnia pulex and Lemna minor. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 33 : 355-361.

Hartman, W.A., et D.B. Martin. 1985. Effects of four agricultural pesticides on Daphnia pulex, Lemna minor, and Potamogeton pectinatus. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 35 : 646-651.

Hensley, D.L., D.S.N. Buerman, et P.L. Carpenter. 1978. The inactivation of glyphosate by various soils and metal salts. Weed Res., 18 : 287-291.

Hildebrand, L.D., D.S. Sullivan, et T.P. Sullivan. 1980. Effects of Roundup[R] herbicide on populations of Daphnia magna in a forest pond. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 25 : 353-357.

Hildebrand, L.D., D.S. Sullivan, et T.P. Sullivan. 1982. Experimental studies of rainbow trout populations exposed to field applications of Roundup[R] herbicide. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 11 : 93-98.

Hoagland, R.E. 1978. The effects of N-(phosphonomethyl)glycine on selected enzymes in Lemna gibba (L.). Proc. South. Weed Sci. Soc., 31 : 285. (Cité par Richardson, 1985).

Hoagland, R.E., et R. Paul. 1978. Ultra-structural effects of glyphosate on Lemna gibba (L.). Weed Sci. Soc. Am., 1978 Meet., résumé n° 170. (Cité par Richardson, 1985).

Holdway, D.A., et D.G. Dixon. 1988. Acute toxicity of permethrin or glyphosate pulse exposure to larval white sucker (Catostomus commersoni) and juvenile flagfish (Jordanella floridae) as modified by age and ration level. Environ. Toxicol. Chem., 7 : 63-68.

Hunter, R.L., Faulkner, T. Kaiserski, et D. Antonsen. 1984. OSAR system. Center for Data Systems and Analysis, Montana State University. Bozeman, Montana.

Hutber, G.N., L.J. Rogers, et A.J. Smith. 1979. Influence of pesticides on the growth of cyanobacteria. Z. Allg. Mikrobiol., 19(6) : 397-402. Commission mixte internationale (CMI). 1978. Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau des Grands Lacs. Accord avec annexes et mandat, entre les États-Unis d'Amérique et le Canada, signé à Ottawa le 22 novembre 1978. Annexe de 1985.

Jaworski, E.G. 1972. Mode of action of N-phosphonomethylglycine : Inhibition of aromatic amino acid biosynthesis. J. Agric. Food Chem., 29(6) : 1195-1198.

Johnson, W.W., et M.T. Finley. 1980. Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. Fish and Wildlife Service Resource Publ. 137. U.S. Department of the Interior.

Khan, S.U. 1981. N-nitrosamine formation in soil from the herbicide glyphosate and its uptake by plants. Dans American Chemical Society Symposium No. 174, ch. 19, p. 275-287.

Khan, S.U., et P.B. Marriage. 1979. Uptake of glyphosate and N-nitrosoglyphosate from soil by oat plants. J. Agric. Food Chem., 27(6) : 1398-1400.

Khan, S.U., et J.C. Young. 1977. N-nitrosamine formation in soil from the herbicide glyphosate. J. Agric. Food Chem., 25 : 1430-1432.

Linden, E., B.E. Bengtsson, O. Svanberg, et G. Sunstrom. 1979. The acute toxicity of 78 chemicals and pesticide formulations against two brackish water organisms, the bleak (Alburnus alburnus) and the harpacticoid Nitocra spinipes. Chemosphere, 8(11-12) : 843-851.

Lund-Høie K. 1985. Efficacy of glyphosate in forest plantations. Dans The Herbicide Glyphosate, éd. E. Grossbard et D. Atkinson, p. 328-338. Londres, Angleterre. Butterworth and Co. Publ. Ltd.

Lund-Høie, K., et H.O. Friestad. 1986. Photodegradation of the herbicide glyphosate in water. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 36 : 723-729.

McGee, B. 1984. Survey of pesticide use in Ontario, 1983. Economics Information Report No. 84-05. Direction de l'économie et de la coordination des politiques. Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario. Toronto (Ontario).

McKinnon, D. 1984. Roundup may be residual in certain crops. New Zealand Farmer, 105(7) : 102-104.

Mitchell, D.G., P.M. Chapman, et T.J. Long. 1987a. Seawater challenge testing of coho salmon smolts following exposure to Roundup^{R} herbicide*. Environ. Toxicol. Chem., 6 : 875-878.

Mitchell, D.G., P.M. Chapman, et T.J. Long. 1987b. Acute toxicity of Roundup^{R} and Rodeo^{R} herbicides to rainbow trout, chinook, and coho salmon. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 39 : 1028-1035.

Monsanto Company. 1982a. Monsanto Material Safety Data-Glyphosate Technical. Monsanto Company. St. Louis, Missouri.

Monsanto Company. 1982b. Monsanto Material Safety Data - Roundup^{R} Herbicide. Monsanto Company. St. Louis, Missouri.

Monsanto Company. 1983. Monsanto Material Safety Data - Rodeo^{R} Herbicide. Monsanto Company. St. Louis, Missouri. (Cité dans U.S. Department of Agriculture, 1984).

Monsanto Company. 1984. The health and environmental safety aspects of Roundup^{R} herbicide : An overview. Roundup^{R} Herbicide Bulletin. Janvier 1984. Monsanto Company. Mississauga (Ontario).

Monsanto Company. 1987a. Monsanto material safety data-Vision^{R} herbicide. Monsanto Company. St. Louis, Missouri.

Monsanto Company. 1987b. Monsanto material safety data-Domestic 1 Herbicide, Domestic 2 Herbicide, Domestic 3 Herbicide. Monsanto Company. St. Louis, Missouri.

Monsanto Company. 1987c. Monsanto material safety data-Rustler^{R} herbicide. Monsanto Company. St. Louis, Missouri.

Moshier, L.J., et D. Penner. 1978. Factors influencing microbial degradation of ^{14}C-glyphosate to $^{14}CO_2$ in soil. Weed Sci., 26(6) : 686-691.

Moxley, J. 1989. Survey of pesticide use in Ontario, 1988. Economics Information Report No. 89.08. Economics and Policy Coordination Branch, Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Newton, M., K.M. Howard, B.R. Kelpsas, R. Danhaus, C.E.M. Lottman, et S. Duebelman. 1984. Fate of glyphosate in an Oregon forest ecosystem. J. Agric. Food Chem., 32 : 1144-1151.

O'Brien, M.C., et G.N. Prendeville. 1979. Effects of herbicides on cell membrane permeability in Lemna minor. Weed Res., 19 : 331-334.

Payne, N., J. Feng, et P. Reynolds. 1987. Off-target deposit measurements and buffers required around water for aerial glyphosate application. File Report No. 80. Institut pour la répression des ravageurs forestiers. Service canadien des forêts. Sault-Sainte-Marie (Ontario).

Peverly, J.H., et T.W. Crawford, Jr. 1975. Glyphosate as a herbicide for two submerged aquatic species. Proc. Northeast. Weed Sci. Soc., 29 : 102-107.

Pipke, R., A. Schulz, et N. Amrhein. 1987. Uptake of glyphosate by an Arthrobacter sp. Appl. Environ. Microbiol., 53(5) : 974-978.

Prasad, R. 1984. Impact of glyphosate on macrophytes (résumé). Plant Physiol., 75 : 139.

Reinert, K.H., et J.H. Rodgers. 1987. Fate and persistence of aquatic herbicides. Rev. Environ. Contam. Toxicol., 98 : 61-98.

Richardson, J.T., R.E. Frans, et R.E. Talbert. 1979. Reactions of Euglena gracilis to fluometuron, MSMA, metribuzin and glyphosate. Weed Sci., 27 : 619-624.

Richardson, W.G. 1985. Bioassays for glyphosate. Dans The Herbicide Glyphosate, éd. E. Grossbard et D. Atkinson, p. 286-296. Londres, Angleterre. Butterworth and Co. Publ. Ltd.

Roy, D.N., S.K. Konar, et S. Banerjee. 1987. Development of analytical methodology and determination of leachability, persistence, degradation and lateral movement of glyphosate (Roundup) in selected Canadian forest soils. Rapport final. Canadian Forestry Service Program of Research by the Universities in Forestry (PRUF). Septembre 1987.

Rueppel, M.L., B.B. Brightwell, J. Schaefer, et J.T. Marvel. 1977. Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water. J. Agric. Food Chem., 25 : 517-528.

Sacher, R.M. 1978. Safety of Roundup in the aquatic environment. Dans Procès verbal du 5e Symp. sur les plantes aquatiques. Société européenne de malherbologie, p. 315-322. Amsterdam, Pays-Bas.

Santé et Bien-être social Canada. 1989. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Document préparé par le sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail.

Saskatchewan Environment. 1983. Water quality objectives. Janv. 1975. Troisième impression. Water Pollution Control Branch. Regina, Saskatchewan.

Servizi, J.A., R.W. Gordon, et D.W. Martens. 1987. Acute toxicity of Garlon 4 and Roundup herbicides to salmon, Daphnia, and trout. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 39 : 15-22.

Shanks, G. 1985. Pesticide usage in New Brunswick, 1985. Environmental Services Branch. Ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick.

Shanks, G. 1986. Pesticide usage in New Brunswick, 1986. Environmental Services Branch. Ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick.

Shanks, G. 1987. Pesticide usage in New Brunswick, 1987. Environmental Services Branch. Ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick.

Singh, S.P., et N.K. Yadav. 1978. Toxicity of some herbicides to major carp fingerlings. Indian J. Ecol., 5(2) : 141-147.

Singh, S.P., et F. Muller. 1979. Efficacy, uptake and distribution of different herbicides in the water hyacinth. Weed Res., 19 : 1-8.

Sprankle, P., W.F. Meggitt, et D. Penner. 1975a. Rapid inactivation of glyphosate in the soil. Weed Sci., 23 : 224-228.

Sprankle, P., W.F. Meggitt, et D. Penner. 1975b. Adsorption, mobility and microbial degradation of glyphosate in the soil. Weed Sci., 23 : 229-234.

Statistique Canada. 1986. Importations par marchandises (1983-1984 et 1984-1985). N° de cat. 65-006. Division du commerce international. Ottawa.

Steinrucken, H.C., et N. Amrhein. 1980. The herbicide glyphosate as a potent inhibitor of 5-enolpyruvylshikimic acid-3-phosphate synthase. Biochem. Biophys. Res. Commun., 94 : 1207-1212.

Sullivan, D.S., T.P. Sullivan, et T. Bisalputra. 1981. Effects of Roundup® herbicide on diatom populations in the aquatic environment of a coastal forest. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 26 : 91-96.

Talbot, H.W., L.M. Johnson, et D.M. Munnecke. 1984. Glyphosate utilization by Pseudomonas sp. and Alcaligenes sp. isolated from environmental sources. Cur. Microbiol., 10 : 225-260.

Tooby, T.E. 1985. Fate and biological consequences of glyphosate in the aquatic environment. Dans The Herbicide Glyphosate, éd. E. Grossbard et D. Atkinson, p. 206-217. Londres, Angleterre. Butterworth and Co. Publ. Ltd.

Torstensson, L. 1985. Behaviour of glyphosate in soil and its degradation. Dans The Herbicide Glyphosate, éd. E. Grossbard et D. Atkinson, p. 137-150. Londres, Angleterre. Butterworth and Co. Publ. Ltd.

Torstensson, N.T.L., et A. Aamisepp. 1977. Detoxification of glyphosate in soil. Weed Res., 17 : 209-212.

Turbak, S.C., S.B. Olson, et G.A. McFeters. 1986. Comparison of algal assay systems for detecting waterborne herbicides and metals. Water Res., 20(1) : 91-96.

U.S. Department of Agriculture. 1981. Herbicide background statements. Pacific Northwest Region. Forest Service. Portland, Oregon. (Cité dans U.S. Department of Agriculture, 1984)

U.S. Department of Agriculture. 1984. Herbicide background statements : Glyphosate. Dans Pesticide Background Statements. Vol. 1. Herbicides. Agricultural Handbook No. 633, p. G-1 à G-72.

U.S. Department of Energy. 1983. Final environmental impact statement, transmission facilities vegetation management program, appendices. DOE/EIS-0097. Bonneville Power Administration. Washington, D.C. (Cité dans U.S. Department of Agriculture, 1984).

U.S. EPA. 1982a. Glyphosate : Tolerances and exemptions from tolerances for pesticide chemicals in or on raw agricultural commodities. Federal Register, 47(241) : 56136-56137.

U.S. EPA. 1982b. Tolerance for pesticides in animal feeds. Glyphosate. Federal Register, 47(208) : 47549-47550.

Wan, M.T.K. 1986. The persistence of glyphosate and its metabolite aminomethyl-phosphonic acid in some coastal British Columbia streams. Regional Program Report 85-01. Service de la protection de l'environnement, région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada.

Wan, M.T., R.G. Watts, et D.J. Moul. 1986. Regional Progress Report 86-16. Ministère de l'Environnement. Conservation et Protection, région du Pacifique et du Yukon.

Weed Science Society of America. 1983. Herbicide Handbook. 5th ed. Weed Science Society of America. Champaign, Illinois.

Welker, W.V., Jr., et D.N. Riemer. 1973. Control of fragrant waterlily and spatterdock in irrigation ditches with glyphosate. Dans Proc. Annu. Meet. Northeast. Weed Sci. Soc., 27 : 105-107.

Welker, W.V., Jr., et D.N. Riemer. 1982. Fragrant waterlily (Nymphaea odorata) control with multiple applications of glyphosate. Weed Sci., 30 : 145-146.

Welker, W.V. Jr., et D.N. Riemer. 1983. Control of spatterdock as influenced by time of glyphosate treatment. J. Aquat. Plant Manage., 21 : 104-105.

White, R.C. 1986. Inventory of pesticide use in the Yukon 1986. Report to the Environmental Protection Service. Whitehorse (Yukon).

Worthing, C.R., et S.B. Walker (éd.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7e éd. British Crop Protection Council. Croydon, R.-U.

Yates, W.E., N.B. Akesson, et D.E. Bayer. 1978. Drift of glyphosate sprays applied with aerial and ground equipment. Weed Sci., 26 : 597-604.

Young, H.C., et S.U. Khan. 1978. Kinetics of nitrosation of the herbicide glyphosate. J. Environ. Sci. Health Part B, 13 : 59-72.

Annexe A

Sommaire des données sur la toxicité du glyphosate et du Roundup^{R} pour les organismes aquatiques

Tableau A-1. Données sommaires relatives à la toxicité du glyphosate et du Roundup^R pour la faune aquatique

Organisme	Produit ou préparation technique	Durée d'exposition	Conditions expérimentales	Effets	Remarques[1]	Référence
INVERTÉBRÉS						
Larve de moucheron (Chironomus plumosus)	Glyphosate	48 h	U,S	CE_{50} = 55 mg·L^{-1}	(31 à 97 mg·L^{-1}) 22 °C	Folmar et coll., 1979[2]
Larve de moucheron (Chironomus plumosus)	Roundup^R	48 h	U,S	CE_{50} = 18 mg·L^{-1}	(94 à 32 mg·L^{-1}) 22 °C	
Crevette (Paleomonetes sp.)	Glyphosate, qualité technique	96 h	NR	CL_{50} = 281 mg·L^{-1} CSEO de 210 mg·L^{-1}	(207 à 391 mg·L^{-1})	Monsanto Company, 1982a et U.S. Department of Agriculture, 1981
Crabe appelant (Crustacea)	Glyphosate, qualité technique	96 h	NR	CL_{50} = 934 mg·L^{-1} CSEO de 650 mg·L^{-1}	(555 à 1570 mg·L^{-1})	

[1]Les valeurs indiquées entre parenthèses correspondent à un intervalle de confiance à 95 %.
[2]Certaines des données de toxicité signalées par Folmar et coll. (1979) apparaissent aussi dans l'étude de Johnson et Finley (1980).
[3]Le pH de l'eau déchlorée de la ville de Vancouver (utilisée pour cet essai) n'a pas été mesuré pendant l'essai, mais il a été évalué d'après des tests au cours desquels on a déterminé que le Roundup^R réduisait le pH de l'eau.

Dur. = dureté de l'eau $CaCO_3$ (mg·L^{-1}).
Cond. = conductivité de l'eau.
IPA = isopropylaminé.
EP = exposition pulsée; 2 h d'exposition puis mesure du taux de survie pendant les 94 h suivantes.
U = concentrations des solutions testées non mesurées ou dont on n'a pas spécifié qu'elles avaient été mesurées.
M = les concentrations des solutions testées ont été mesurées.
S = essai statique.
F = essai continu.
NR = conditions non précisées; on peut supposer en général qu'il s'agit d'essais U, S.

Tableau A-1. Suite

Organisme	Produit ou préparation technique	Durée d'exposition	Conditions expérimentales	Effets	Remarques[1]	Référence
INVERTÉBRÉS						
Cladocère (*Daphnia* sp.)	Roundup^R	48 h	NR	CL_{50} = 192 mg·L^{-1}	(181 à 205 mg·L^{-1})	U.S. Department of Agriculture, 1981
Cladocère (*Daphnia* sp.)	Roundup^R	48 h	NR	CL_{50} = 5.3 mg·L^{-1}		Monsanto Company, 1982b
Cladocère (*Daphnia magna*)	Roundup^R	48 h	U,S	CE_{50} = 3.0 mg·L^{-1}	(2.6 à 3.4 mg·L^{-1}) 22 °C	Folmar et coll., 1979
Amphipode (*Gammarus pseudolimnaeus*)	Roundup^R	48 h	U,S	CL_{50} = 62 mg·L^{-1}	(40 à 98 mg·L^{-1}) 12 °C	Folmar et coll., 1979
		96 h	U,S	CL_{50} = 43 mg·L^{-1}	(28 à 66 mg·L^{-1}) 12 °C	
Écrevisse (*Crustacea*)	Roundup^R	96 h	NR	CL_{50} = >1000 mg·L^{-1}		Monsanto Company, 1982b
Cladocère (*Daphnia pulex*)	Roundup^R	96 h	M,S	CE_{50} = 25.5 mg·L^{-1}	21 °C	Servizi et coll., 1987
Harpacticoïde (*Nitrocra spinipes*)	Roundup^R	96 h	U,S	CL_{50} = 22 mg·L^{-1}	(17 à 29 mg·L^{-1}) 21.1 °C	Linden et coll., 1979
Cladocère (*Daphnia* sp.)	Glyphosate, qualité technique	48 h	NR	CL_{50} = 780 mg·L^{-1}		Monsanto Company, 1982a

Tableau A-1. Suite

Organisme	Produit ou préparation technique	Durée d'exposition	Conditions expérimentales	Effets	Remarques[1]	Référence
INVERTÉBRÉS						
Huître de l'Atlantique (Mollusque) (Larve)	Glyphosate, qualité technique	48 h	NR	CSEO de 10 $mg \cdot L^{-1}$	Aucun effet sur le développement embryonique des larves	Monsanto Company, 1982a et U.S. Department of Agriculture, 1981
VERTÉBRÉS						
Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) (alevin/juvénile)	Roundup^R	24 h	U,S	CL_{50} = 8.3 $mg \cdot L^{-1}$	(7.0 à 9.9 $mg \cdot L^{-1}$) 12 °C	Folmar et coll., 1979
		96 h	U,S	CL_{50} = 8.3 $mg \cdot L^{-1}$	(7.0 à 9.9 $mg \cdot L^{-1}$) 12 °C	
(alevin de la grosseur du doigt)	Roundup^R	24 h	U,S	CL_{50} = 2.2 $mg \cdot L^{-1}$		
		96 h	U,S	CL_{50} = 1.3 $mg \cdot L^{-1}$		
(alevin libre)	Roundup^R	24 h	U,S	CL_{50} = 2.4 $mg \cdot L^{-1}$		
		96 h	U,S	CL_{50} = 2.4 $mg \cdot L^{-1}$		
(alevin vésiculé)	Roundup^R	24 h	U,S	CL_{50} = 11 $mg \cdot L^{-1}$		
		96 h	U,S	CL_{50} = 3.4 $mg \cdot L^{-1}$		
(oeuf embryonné)	Roundup^R	24 h	U,S	CL_{50} = 46 $mg \cdot L^{-1}$		
		96 h	U,S	CL_{50} = 16 $mg \cdot L^{-1}$		
Tête-de-boule (Pimephales promelas)	Roundup^R	24 h	U,S	CL_{50} = 2.4 $mg \cdot L^{-1}$	(2.0 à 2.9 $mg \cdot L^{-1}$) 22 °C	
		96 h	U,S	CL_{50} = 2.3 $mg \cdot L^{-1}$	(1.9 à 2.8 $mg \cdot L^{-1}$) 22 °C	

Tableau A-1. Suite

Organisme	Produit ou préparation technique	Durée d'exposition	Conditions expérimentales	Effets	Remarques[1]	Référence
VERTÉBRÉS						
Barbue de rivière (Ictalurus punctatus) (juvénile)	Roundup^R	24 h	U.S	CL_{50} = 13 mg·L^{-1}	(11 à 16 mg·L^{-1}) 22 °C	
		96 h	U.S	CL_{50} = 13 mg·L^{-1}	(11 à 16 mg·L^{-1}) 22 °C	
(alevin libre)	Roundup^R	24 h	U.S	CL_{50} = 3.7 mg·L^{-1}		
		96 h	U.S	CL_{50} = 3.3 mg·L^{-1}		
(alevin vésiculé)	Roundup^R	24 h	U.S	CL_{50} = 4.3 mg·L^{-1}		
		96 h	U.S	CL_{50} = 4.3 mg·L^{-1}		
(oeuf embryonné)	Roundup^R	24 h	U.S	CL_{50} = 43 mg·L^{-1}		
Crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	Roundup^R	24 h	U.S	CL_{50} = 6.4 mg·L^{-1}	(4.8 à 8.6 mg·L^{-1}) 22 °C	
		96 h	U.S	CL_{50} = 5.0 mg·L^{-1}	(3.8 à 6.6 mg·L^{-1}) 22 °C	
Crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	Roundup^R	96 h	NR	CL_{50} = 14 mg·L^{-1}		Monsanto Company, 1982b
Carpe (Cyprinus carpio)	Roundup^R	96 h	NR	CL_{50} = 3.9 mg·L^{-1}		

Tableau A-1. Suite

Organisme	Produit ou préparation technique	Durée d'exposition	Conditions expérimentales	Effets	Remarques[1]	Référence
VERTÉBRÉS						
Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri)	Roundup^{R}	96 h	NR	CL_{50} = 11 mg·L^{-1}		
Barbue de rivière (Ictalurus punctatus)	Roundup^{R}	96 h	NR	CL_{50} = 16 mg·L^{-1}		
Tête-de-boule (Pimephales promelas)	Roundup^{R}	96 h	NR	CL_{50} = 9.4 mg·L^{-1}		
Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri)	Roundup^{R}	96 h	NR	CL_{50} = 48 mg·L^{-1}		U.S. Department of Agriculture, 1981
Crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	Roundup^{R}	96 h	U,S U,S	CL_{50} = 54.8 mg·L^{-1} CL_{50} = 52.0 mg·L^{-1}	12 °C (essai sur le terrain) 11 °C	Hildebrand et coll., 1982
Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri)	Glyphosate	24 h	U,S	CL_{50} = 140 mg·L^{-1}	(120 à 170 mg·L^{-1}) 12 °C	Folmar et coll., 1979
		96 h	U,S	CL_{50} = 140 mg·L^{-1}	(120 à 170 mg·L^{-1}) 12 °C	
Tête-de-boule (Pimephales promelas)	Glyphosate	24 h	U,S	CL_{50} = 97 mg·L^{-1}	(79 à 120 mg·L^{-1}) 22 °C	
		96 h	U,S	CL_{50} = 97 mg·L^{-1}	(79 à 120 mg·L^{-1}) 22 °C	

Tableau A-1. Suite

Organisme	Produit ou préparation technique	Durée d'exposition	Conditions expérimentales	Effets	Remarques[1]	Référence
VERTÉBRÉS						
Barbue de rivière (Ictalurus punctatus)	Glyphosate	24 h	U,S	CL_{50} = 130 mg·L^{-1}	(110 à 160 mg·L^{-1}) 22 °C	
		96 h	U,S	CL_{50} = 130 mg·L^{-1}	(110 à 160 mg·L^{-1}) 22 °C	
Crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	Glyphosate	24 h	U,S	CL_{50} = 150 mg·L^{-1}	(120 à 190 mg·L^{-1}) 22 °C	
		96 h	U,S	CL_{50} = 150 mg·L^{-1}	(120 à 190 mg·L^{-1}) 22 °C	
Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) (alevin)	Glyphosate, qualité technique	96 h	NR	CL_{50} = 50 mg·L^{-1}	3 lb ai/gal^{-1}	Folmar, 1976
Ablette (Alburnus alburnus)	Glyphosate, qualité technique	96 h	U,S	CL_{50} = 16 mg·L^{-1}	(15 à 18 mg·L^{-1}) 22 °C	Linden et coll., 1979
Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri)	Glyphosate, qualité technique	96 h	NR	CL_{50} = 38 mg·L^{-1}		U.S. Department of Agriculture, 1981
Crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	Glyphosate, qualité technique	96 h	NR	CL_{50} = 78 mg·L^{-1}		
Crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	Glyphosate, qualité technique	96 h	NR	CL_{50} = 24 mg·L^{-1}		

Tableau A-1. Suite

Organisme	Produit ou préparation technique	Durée d'exposition	Conditions expérimentales	Effets	Remarques[1]	Référence
VERTÉBRÉS						
Crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	Glyphosate, qualité technique	96 h	NR	CL_{50} = 120 mg·L^{-1}		Monsanto Company, 1982a
Crapet arlequin (Lepomis macrochirus)	Roundup^{R}	96 h	U.S	CL_{50} = 5.6 mg·L^{-1}	(4.2 à 7.5 mg·L^{-1}) 22 °C	Johnson et Finley, 1980
Truite (Espèce inconnue)	Glyphosate, qualité technique	96 h	NR	CL_{50} = 86 mg·L^{-1}		Monsanto Company, 1982a
Carpe (Cyprinus carpio)	Glyphosate, qualité technique	96 h	NR	CL_{50} = 115 mg·L^{-1}		
Poisson arlequin (Rasbora heteromorpha)	Glyphosate, qualité technique	96 h	NR	CL_{50} = 168 mg·L^{-1}		
Carpe (Cyprinus carpio)	Glyphosate, qualité technique	96 h	NR	CL_{50} = 119 mg·L^{-1} CL_{1} = 96.7 mg·L^{-1} CL_{99} = 146 mg·L^{-1}		U.S. Department of Agriculture, 1981
Carpe (Cyprinus carpio)	Glyphosate, qualité technique	96 h	NR	CL_{50} = 115 mg·L^{-1} CL_{1} = 105 mg·L^{-1} CL_{99} = 125 mg·L^{-1}		

Tableau A-1. Suite

Organisme	Produit ou préparation technique	Durée d'exposition	Conditions expérimentales	Effets	Remarques[1]	Référence
VERTÉBRÉS						
Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) (alevin)	Roundup^{R}	96 h	M, S	CL_{50} = 28.0 mg·L^{-1} CL_{50} = 25.5 mg·L^{-1}	pH <6.3, 15 °C[3] pH <6.3, 14.5 °C[3]	Servizi et coll., 1987
Saumon coho (Oncorhynchus kisutch) (alevin)	Roundup^{R}	96 h	M, S	CL_{50} = 42.0 mg·L^{-1}	pH <6.3, 15 °C[3]	
Saumon sockeye (Oncorhynchus nerka) (alevin)	Roundup^{R}	96 h	M, S	CL_{50} = 28.8 mg·L^{-1}	pH = 7.7, 4.5 °C	
(alevin de la grosseur du doigt)	Roundup^{R}	96 h	M, S	CL_{50} = 26.7 mg·L^{-1} CL_{50} = 27.7 mg·L^{-1}	pH = 7.95, 4.2 °C pH = 8.00, 4.2 °C	
Truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri)	Roundup^{R}	96 h	M, S	CL_{50} = 26 mg·L^{-1}	(12 à 38 mg·L^{-1}), 10 à 12 °C, pH = 6.1, Dur. = 4.5 mg·L^{-1}, Cond. = 12 µmhos·cm^{-1}	Mitchell et coll., 1987b
	Roundup^{R}	96 h	M, S	CL_{50} = 22 mg·L^{-1}	(12 à 38 mg·L^{-1}), 10 à 12 °C, pH = 7.6, Dur. = 85 mg·L^{-1}, Cond. = 132 µmhos·cm^{-1}	
	Roundup^{R}	96 h	M, S	CL_{50} = 15 mg·L^{-1}	(12 à 38 mg·L^{-1}), 10 à 12 °C, pH = 7.7, Dur. = 81 mg·L^{-1}, Cond. = 132 µmhos·cm^{-1}	

Tableau A-1. Suite

Organisme	Produit ou préparation technique	Durée d'exposition	Conditions expérimentales	Effets	Remarques[1]	Référence
VERTÉBRÉS						
	Glyphosate (sel IPA)	96 h	M, S	CL_{50} = 12 mg·L^{-1}	(5.7 à 18 mg·L^{-1}), 10 à 12 °C, pH = 6.1, Dur. = 4.5 mg·L^{-1}, Cond. = 12 µmhos·cm^{-1}	
	Glyphosate (sel IPA)	96 h	M, S	CL_{50} = 7.4 mg·L^{-1}	(5.7 à 10 mg·L^{-1}), 10 à 12 °C, pH = 7.7, Dur. = 81 mg·L^{-1}, Cond. = 132 µmhos·cm^{-1}	
Saumon chinook (Oncorhynchus tshawytscha)	Roundup^{R}	96 h	M, S	CL_{50} = 20 mg·L^{-1}	(17 à 27 mg·L^{-1}), 10 à 12 °C, pH = 6.1, Dur. = 4.5 mg·L^{-1}, Cond. = 12 µmhos·cm^{-1}	
	Glyphosate (sel IPA)	96 h	M, S	CL_{50} = 9.6 mg·L^{-1}	(7.9 à 13 mg·L^{-1}), 10 à 12 °C, pH = 6.1, Dur. = 4.5 mg·L^{-1}, Cond. = 12 µmhos·cm^{-1}	
Saumon coho (Oncorhynchus kisutch)	Roundup^{R}	96 h	M, S	CL_{50} = 22 mg·L^{-1}	(12 à 38 mg·L^{-1}), 10 à 12 °C, pH = 6.2, Dur. = 4.5 mg·L^{-1}, Cond. = 12 µmhos·cm^{-1}	
	Glyphosate (sel IPA)	96 h	M, S	CL_{50} = 11 mg·L^{-1}	(5.7 à 18 mg·L^{-1}), 10 à 12 °C, pH = 6.2, Dur. = 4.5 mg·L^{-1}, Cond. = 12 µmhos·cm^{-1}	

Tableau A-1. Suite

Organisme	Produit ou préparation technique	Durée d'exposition	Conditions expérimentales	Effets	Remarques[1]	Référence
VERTÉBRÉS						
Cyprinodontidé (*Jordanella floridae*)	Glyphosate	2 h	M, F	CL_{20}-EP = 29.6 $mg \cdot L^{-1}$	poisson alimenté pendant période d'essai de 96	Holdway et Dixon, 1988
	Glyphosate	2 h	M, F	CL_{20}-EP = 2.94 $mg \cdot L^{-1}$	poisson privé de nourriture pendant période d'essai de 96 h	
Saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*)	Roundup^R	96 h	U,S	CL_{50} = 42.3 $mg \cdot L^{-1}$	Moyenne obtenue d'après plusieurs essais	Wan et coll., 1986
Truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*)	Roundup^R	96 h	U,S	CL_{50} = 32.4 $mg \cdot L^{-1}$	Moyenne obtenue d'après plusieurs essais	